

**ESTABILIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA PRESENTE EN EL  
LACTOSUERO MEDIANTE EL PROCESO DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA**

**SINDY JOHANNA LOZANO VERJEL**  
Química

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL  
BUCARAMANGA  
2014**

**ESTABILIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA PRESENTE EN EL  
LACTOSUERO MEDIANTE EL PROCESO DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA**

**SINDY JOHANNA LOZANO VERJEL**  
Química

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de:  
Magister en Ingeniería Ambiental**

**Directores:**  
**HUMBERTO ESCALANTE HERNÁNDEZ**  
PhD. en Ingeniería Química

**LILIANA DEL PILAR CASTRO MOLANO**  
PhD. en Ingeniería Química

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL  
BUCARAMANGA  
2014**

*A mi familia, mi esposo Diego, y nuestras hijas Dafne Shaiel y Sally Dannet, por ser mi fortaleza y mi luz en todo momento...*

*Y por su inmenso amor, paciencia y comprensión..*

*Con todo mi amor, este nuevo triunfo es para ustedes...*

*Sindy*

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios por darme la oportunidad de vivir esta maravillosa época con las personas que amo.

A mi familia por todo su amor, confianza y paciencia.

A mi Director, el Doctor Humberto Escalante, por sus grandes consejos y apoyo, no solo en el desarrollo de este trabajo, sino también a nivel profesional. Por su tiempo y dedicación, incluso en los peores momentos. Gracias por su entrega y profesionalismo que inspiran admiración.

A Liliana Castro, por su dirección, por sus aportes y acompañamiento en el desarrollo de este trabajo, por estar abierta a escuchar y por sus excelentes recomendaciones.

A Deisy y Laura, por su apoyo en la realización de este proyecto, porque sin su entrega difícilmente sería posible estar hoy aquí.

A los estudiantes del Laboratorio de Biotecnología por su compañerismo.

A la Universidad Santo Tomás por el apoyo brindado para la realización de este ciclo académico.

A todos aquellos que formaron parte de esta etapa, que me acompañaron, ayudaron, aconsejaron y me permitieron culminar exitosamente esta etapa de mi vida

**A todos gracias...**

## TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN .....	16
1. CAPÍTULO: POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DEL LACTOSUERO .....	20
1.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA .....	20
1.1.1. Bioquímica de la digestión anaerobia .....	21
1.1.2. Inóculos empleados en la digestión anaerobia .....	23
1.1.3. Actividad de los inóculos para digestión anaerobia .....	24
1.1.4. Potencial de biometanización .....	24
1.1.5. El Lactosuero como sustrato en la digestión anaerobia .....	25
1.1.1. Relación inóculo-sustrato .....	28
1.2. DESARROLLO METODOLÓGICO .....	28
1.2.1. Selección del inóculo .....	29
1.2.2. Digestión anaerobia del lactosuero usando las mejores condiciones (Inóculo y Relación volumétrica inóculo - sustrato).....	33
1.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	34
1.3.1. Selección del inóculo .....	34
1.3.2. Digestión anaerobia del Lactosuero .....	42
1.4. CONCLUSIONES .....	45
2. CAPÍTULO: CODIGESTIÓN ANAEROBIA DEL LACTOSUERO - EVALUACIÓN DE DIFERENTES COSUSTRATOS. ....	47
2.1. CODIGESTIÓN ANAEROBIA (CoDA) .....	48
2.1.1. Codigestión anaerobia del LS.....	49
2.2. DESARROLLO METODOLÓGICO .....	53
2.3. RESULTADOS Y ANÁLISIS .....	55
2.3.1. Evaluación de la CoDA del lactosuero con residuos agroindustriales	55
2.3.2. Estudio de codigestión anaerobia del lactosuero con estiércol bovino aclimatado .....	59
2.3.3. Selección del mejor sistema de CoDA .....	60
2.4. CONCLUSIONES .....	64

3. CAPÍTULO: ALTERNATIVAS DE USO DEL EFLUENTE DE LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA DEL LACTOSUERO.....	66
3.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL DIGESTATO .....	66
3.2. ALTERNATIVAS PARA EL USO DEL DIGESTATO.....	69
3.3. CONCLUSIONES .....	73
CONCLUSIONES GENERALES .....	74
BIBLIOGRAFÍA.....	75
ANEXOS.....	90

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Etapas del proceso de digestión anaerobia.....	22
Figura 2. Método de desplazamiento alcalino.....	31
Figura 3. Cinética de producción y consumo de ART (g/L) para los inóculos EB y LPTAR a partir de celulosa (pH: 7.0, T: $39 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ).....	35
Figura 4. Cinética de producción y consumo de ART (g/L) para los inóculos EB y LPTAR a partir de lactosa (pH: 7.0, T: $39 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ).....	35
Figura 5. Estructura química de los sustratos de la AH: lactosa y celulosa.....	37
Figura 6. Volumen de metano acumulado (condiciones estándar de presión y temperatura) a partir del acetato de sodio usando diferentes inóculos (pH: 7.0, T: $39 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ).....	37
Figura 7. Producción de metano en la Digestión Anaerobia del Lactosuero para RVIS, usando Estiércol Bovino y Lodo PTAR .....	40
Figura 8. Monitoreo de variables en la DA del LS empleando EB y RISV 70/30: a. ART, b. AGV, c. SV, d. pH y e. relación ART/AGV .....	43
Figura 9. Digestión anaerobia del LS usando EB y RISV 70/30.....	45
Figura 10. Comportamiento de las publicaciones de CoDA del LS.....	51
Figura 11. Producción de metano en CoDA EB-LS-MC.....	56
Figura 12. Producción de metano en CoDA EB-LS-GJ.....	58
Figura 13. CoDA del LS usando EBA.....	60
Figura 14. PBM asociada al sustrato en los sistemas de CoDA EB-LS-GJ Y CoDA EBA-LS.....	61
Figura 15. Comportamiento de los AGV y ART en la CoDA del LS y EBA.....	62
Figura 16. Monitoreo del pH y relación AGV/AT en la CoDA del LS y EBA .....	63
Figura 17. Producción de metano en el proceso de CoDA del LS y EBA.....	64

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica y elemental del Lactosuero .....	26
Tabla 2. Digestión anaerobia del Lactosuero y producción de biogás. ....	27
Tabla 3. Caracterización fisicoquímica de los inóculos .....	29
Tabla 4. Condiciones de operación para la DA del LS a partir de las diferentes relaciones volumétricas.....	33
<b>Tabla 5.</b> Condiciones de operación para la DA del LS .....	34
Tabla 6. Actividad hidrolítica para la lactosa y celulosa empleando como inóculos EB y LPTAR. ....	36
Tabla 7. Actividad metanogénica de los inóculos EB y LPTAR.....	38
Tabla 8. Rendimiento de producción de metano del LS.....	41
Tabla 9. Resumen de resultados selección de inóculo y PBM.....	42
Tabla 10. Producción de metano mediante la CoDA de residuos .....	49
Tabla 11. Caracterización fisicoquímica de los cosustratos .....	53
Tabla 12. Condiciones de operación del proceso de CoDA con residuos agroindustriales.....	54
Tabla 13. Condiciones de operación del proceso de CoDA con EBA.....	55
Tabla 14. Producción acumulada de metano en la CoDA del LS usando MC .....	57
Tabla 15. Producción acumulada de metano en la CoDA del LS usando GJ .....	59
Tabla 16. Producción acumulada de metano en la CoDA del LS usando EBA.....	60
Tabla 17. Caracterización fisicoquímica del digestato .....	67
Tabla 18. Requerimientos microbiológicos para biosólidos según US EPA Norma CFR 40 Parte 503. ....	68
Tabla 19. Alternativas de uso del digestato.....	71

## LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Determinación de la Concentración de Azúcares Reductores Totales (ART) .....	90
Anexo B. Método de desplazamiento Alcalino .....	92
Anexo C. Cálculo del volumen de biogás a condiciones normalizadas (VNTP)..	93

## ABREVIATURAS

AGVT: Ácidos grasos volátiles totales  
AH: Actividad hidrolítica  
AME: Actividad metanogénica  
AH: Actividad hidrolítica  
AME: Actividad metanogénica  
AR: Azúcar de remolacha  
AT: Alcalinidad total  
DBO: Demanda bioquímica de oxígeno  
DQO: Demanda química de oxígeno  
CoDA: Codigestión anaerobia  
DA: Digestión anaerobia  
EB: Estiércol bovino - Potencializado  
EBA: Estiércol bovino aclimatado  
LPTAR: Lodo de planta de tratamiento de aguas residuales  
LS: Lactosuero  
MC: Melaza de caña  
PBM: Potencial de biometanización  
PIB: Producto Interno Bruto  
PYMEs: Pequeñas y medianas empresas  
RIS: Relación inóculo sustrato  
RISV: Relación inóculo sustrato volumétrico  
SF: Sólidos fijos  
SSV: Sólidos suspendidos volátiles  
ST: Sólidos totales  
SV: Sólidos volátiles  
TRH: Tiempo de retención hidráulica

## GLOSARIO

Actividad Hidrolítica (AH). También llamada actividad acidogénica o fermentativa, representa la capacidad de formar compuestos orgánicos solubles y ácidos orgánicos de cadena corta a partir de la degradación de la materia orgánica.

Actividad Metanogénica (AME): Representa la capacidad de los consorcios microbianos de convertir los ácidos orgánicos en metano y dióxido de carbono.

Biosólidos: Son materiales orgánicos que se producen principalmente durante el tratamiento de aguas residuales y se caracterizan por la posibilidad de tener un uso beneficioso, determinado por el cumplimiento de los requerimientos de US EPA Norma CFR 40 Parte 503 (US EPA, 2000). Puede obtenerse por filtración o evaporación al sol hasta llegar a contenidos en sólidos del orden del 30% o superiores.

Estiércol bovino potencializado (EBP): EB biodegradado en tanque de potencialización, según protocolo del laboratorio de biotecnología de la Escuela de Ingeniería Química de la UIS. La potencialización se realiza con el fin de agotar su materia orgánica, y favorecer su utilización en el proceso de digestión anaerobia.

Estiércol bovino aclimatado (EBA): EBP adaptado al consumo de LS en tanque de aclimatación, por periodo no inferior a un mes y en proporción 10% en volumen de LS.

Inóculo: Suspensión de microorganismos que se transfieren a un medio de cultivo para facilitar su colonización

Lactosuero (LS): también conocido como suero de leche o suero de queso es el líquido que se separa de la leche cuando ésta se coagula y contiene todos los componentes que no se integran al queso. El LS puede definirse como “*el producto residual obtenido a partir de la leche en la elaboración del queso o la mantequilla*”. (Colombia, 1986)

## RESUMEN

**TITULO:** ESTABILIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA PRESENTE EN EL LACTOSUERO MEDIANTE EL PROCESO DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA

**AUTOR:** SINDY JOHANNA LOZANO VERJEL\*

**PALABRAS CLAVE:** Codigestión anaerobia, lactosuero, estiércol bovino.

El lactosuero es el producto residual obtenido en la elaboración del queso o la mantequilla. Su producción en Colombia alcanza las 36000 toneladas-año y su contenido orgánico, DQO de 69,6 g/L, conllevan a considerar el lactosuero como un contaminante potencial del ecosistema, factible de ser estabilizado y tratado mediante el proceso de codigestión anaerobia. En este sentido, el desarrollo de este trabajo se orientó hacia la evaluación inicial del potencial de biometanización del lactosuero empleando estiércol bovino y lodo PTAR, la identificación de las mejores condiciones de operación y finalmente, el planteamiento de una alternativa tecnológica que permitiera estabilizar el lodo residual. Este último como subproducto final de la codigestión anaerobia del lactosuero, tendiente a su utilización industrial o deposición segura.

Los resultados indican que la degradación anaerobia del lactosuero se favorece gracias a la capacidad amortiguadora del estiércol bovino, para sustratos fácilmente hidrolizables, característica del lactosuero. Por tanto, se llegó a obtener en 30 días un potencial de biometanización de lactosuero equivalente a 0,418 m<sup>3</sup>/kg-SV. Así mismo, en esta investigación se demostró que el proceso de codigestión anaerobia del lactosuero con estiércol bovino aclimatado, incrementa en un 39 % el rendimiento de metano del proceso, lo cual se ve representado en un 97 % de conversión de sólidos volátiles del lactosuero. Esta conversión representa la estabilización de la carga orgánica del lactosuero, la cual puede mejorarse aumentando el tiempo de codigestión y aplicando posteriormente el proceso de encalado, para finalmente utilizar el residuo en la recuperación y acondicionamiento de suelos.

---

\* Trabajo de Aplicación para obtener el grado en Maestría en Ingeniería Ambiental

\*\*Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Directores: Profesor Humberto Escalante y Profesora Liliana Castro.

## ABSTRACT

**TITLE:** STABILIZATION OF WHEY ORGANIC MATTER USING ANAEROBIC CODIGESTION PROCESS

**AUTHOR:** SINDY JOHANNA LOZANO VERJEL\*

**KEYWORDS:** Anaerobic codigestion, whey, manure.

The whey is the main principal product from the cheese and buttercream industry. In Colombia its production achieves the 36000 tn-year and its organic composition, COD equal to 69,6 g/L, affords to the whey like a potential pollutant at the ecosystem. Therefore it is possible to stabilize and manage it through an anaerobic co-digestion process. In this sense the development of this research was focused toward the preliminary evaluation of the potential whey biomethanation, using cow manure and PTAR's sludge; the operation conditions optimization and finally, the approach of the technologic alternative that allows to stabilize the residual sludge. It is last one like a final product from the whey anaerobic co-digestion, trending to its industrial utilization or safe disposal.

The results showed that the whey anaerobic degradation was favored to the manure cow buffer capacity, for easily hydrolysable feedstock, a whey feature. Therefore we could obtain a whey biomethanation potential equivalent to 0,418 m<sup>3</sup>/kg-SV after 30 days. The same way, in our research, we showed that in the whey co-digestion anaerobic process with acclimated manure cow, the methane production yield was increased in a 39 %. This performance was represented in a 97 % of volatile solids conversion from the whey. Its conversion represents the whey organic charge stabilization, and the continuous stabilization increases the co-digestion time and with previous microbiologic stabilization, through a liming process. Finally, it could be used in the recovery and conditioning of soil.

---

\* Job Application to obtain the degree of Master in Environmental Engineering

\*\*Faculty of Physical – Chemical Engineering, Department of Chemical Engineering. Director Prof. Humberto Escalante and Prof. Liliana Castro.

## INTRODUCCIÓN

Entre 2011 y 2012, el consumo de leche para la producción industrial de queso en Colombia ascendió al 18% anual (455 millones de litros). Según indican las estadísticas de la dirección de cadenas productivas, se comercializan 45678 toneladas de queso-año, comportamiento que ha sido atribuido al consumo de queso campesino y doble crema (USP-MADR, 2012, pág. 10).

Durante el mismo periodo y particularmente en Santander, la producción de leche ascendió a 239 millones de litros, con la fabricación de aproximadamente 1130 toneladas de queso por parte de las 121 empresas existentes en la región dedicadas a la elaboración de productos lácteos, de las cuales el 92% corresponde a microempresas. Las grandes empresas lácteas equivalen al 2% del total en Santander (Cámara de comercio de Bucaramanga, 2013) (DANE-DIMPE, 2011) (USP-MADR, 2012).

Por otro lado, el proceso de fabricación de quesos implica el consumo de agua, energía eléctrica e insumos derivados de recursos naturales renovables y no renovables; así como la generación de aguas residuales, residuos sólidos ordinarios y residuos peligrosos. Las aguas residuales comprenden: a) aguas de lavado con presencia de agentes surfactantes, b) aguas de dilución de la leche y c) residuos de productos lácteos, entre ellos el lactosuero (LS) (Viceministerio de Ambiente, 2007).

Tomando como base los valores de venta del queso en Colombia, se estima la generación aproximada de 36000 toneladas-año de LS, mientras que en Santander se estarían produciendo, 890 toneladas-año (CECODES, 2009) (Tejayadi & Cheryan, 1995) (Jelen, 1979). Las características fisicoquímicas del LS pueden variar según el origen de la leche, la forma de coagulación y el tipo de cuajo empleado, mostrando alto contenido de lactosa, proteína (caseína) y grasa, consecuente con los elevados requerimientos de oxígeno para su degradación química (DQO) y biológica (DBO<sub>5</sub>) (Rivas, Prazeres, Carvalho, & Beltrán, 2010) (USP-MADR, 2012). (Carvalho, Prazeres, & Rivas, 2013).

Teniendo en cuenta que los valores normales de DQO y DBO<sub>5</sub> de los efluentes típicos del sector lácteo representan consumos de oxígeno muy inferiores (0.6 g/L y 0.3 g/L, respectivamente) en comparación con el LS (70 g/L\* y 27-50 g/L, correspondientemente); su eliminación constituye un problema ambiental importante para esta industria, debido a que la elevada carga orgánica de este residuo contribuye sustancialmente a la contaminación de las aguas superficiales y el suelo (Rivas, Prazeres, Carvalho, & Beltrán, 2010) (USP-MADR, 2012). Razón por la cual, su vertimiento o disposición se ha catalogado como el primer impacto ambiental en las PYMEs y el segundo impacto de mayor importancia en las industrias lácteas de mediano y gran tamaño, después del consumo energético (Viceministerio de Ambiente, 2007) (MA-SINA, 2002).

Este nivel de importancia ha impulsado la implementación de alternativas para el uso del LS, que incluyen su destinación al engorde animal, la obtención de suero liofilizado con usos alimentarios (Quintero, y otros, 2001) (Aguirre E, Ramírez M, Aguilar Y, & Álvarez, 2009) en la granja (Spreer, 1998)<sup>1</sup> y en la industria (González Siso, 1996) (Panesar, Kennedy, Gandhi DN, & Bunko, 2007), la reutilización en la elaboración de otros productos, la recuperación de compuestos valiosos, tales como proteínas y lactosa; así como el desarrollo de tecnologías que permitan estabilizar y valorizar el LS mediante la aplicación de procesos biológicos, termoquímicos o químicos (Malaspina, Cellamare, Stante L, & Tilche, 1996) (Carvalho, Prazeres, & Rivas, 2013) (Prazeres, Carvalho, & Rivas, 2012) (Villamañan O, Valero M, Chamorro C, & Segovia P, 2009) (Cujia & Bula, 2010) (Lomas E, Urbano R, Merino T, & Camarero E, 2001).

La composición y elevada biodegradabilidad del LS representada en valores de relación DQO/DBO<sub>5</sub> menor a 3, indica que una de las tecnologías más adecuadas para la estabilización de este residuo es el tratamiento biológico, considerándose así como un residuo útil para su bioconversión y aprovechamiento energético (MA-SINA, 2002).

Teniendo en cuenta que en Colombia y el mundo, la investigación ambiental se ha centrado en la búsqueda de alternativas que permitan mitigar los impactos ambientales asociados a la producción industrial, entre ellas la estabilización de la materia orgánica de los residuos, sobresale la digestión anaerobia (DA), permitiendo a su vez el aprovechamiento de las biomásas residuales y el reciclaje

---

\* Datos obtenidos en el Laboratorio de Biotecnología de la UIS

<sup>1</sup> Citado por: (Goyal & Gandhi, 2009)

de nutrientes, a un bajo costo operacional (Ward, Hobbs, Holliman, & Jones, 2008) (Jingura & Matengaifa, 2009).

Los estudios de DA incluyen la utilización de los consorcios microbianos presentes en estiércol bovino EB, evaluando la producción de biogás al emplear una mezcla inóculo sustrato en relación 1:1. Los resultados obtenidos, señalan porcentajes de remoción de DQO entre 82 y 90%, con producción estable de biogás de 0,621 m<sup>3</sup>/kg-SV y usando TRH de 24 días. Sin embargo se especifica que al aumentar el contenido de LS respecto del inóculo se desfavorece la estabilidad del proceso, para lo cual se sugiere estabilizar el proceso adicionando soluciones reguladoras de pH (Comino, Riggio, & Rosso, 2012).

En este sentido, teniendo en cuenta que el EB actúa como regulador de pH, Shilton (2013) estudió la digestión anaerobia del LS, obteniendo 0,383 m<sup>3</sup>-CH<sub>4</sub>/kg-DQO a partir del suministro de 5,3 kg-DQO/m<sup>3</sup> día. Resultados comparativamente similares a los publicados por Gelegenis (2007) quien trabajó diferentes mezclas de gallinaza de jaula (GJ) y lactosuero; pero con beneficios adicionales en la estabilización del proceso y en la disminución del TRH. El estudio realizado por Bezerra y colaboradores (2009), ratifica el uso de velocidades de carga orgánica para la alimentación, inferiores a 6 kg-DQO/m<sup>3</sup>-día. (Bezerra Jr , Rodrigues, J. A. D, Ratznei, Zaiat, & Foresti, 2009)

Para el caso de estudio de esta investigación, se evaluaron dos fuentes de consorcios microbianos el EB y lodo PTAR (LPTAR). El uso de EB se debe a su capacidad de regular el pH del proceso en presencia de LS y el uso del LPTAR, se basa en que es un inóculo ampliamente utilizado a escala industrial (Mata-Alvarez, 2003).

El rendimiento promedio de la DA de un residuo oscila entre 0,2 y 0,4 m<sup>3</sup>/kg sólidos volátiles, para lograrlo se requiere una relación carbono/nitrógeno promedio de 16 – 20 y un sistema con excelente capacidad buffer. Estudios previos de DA del LS, usando como inóculo estiércol bovino, han presentado rendimientos de 0,2 m<sup>3</sup>/kg sólidos volátiles (Comino, Riggio, & Rosso, 2012). Sin embargo, este rendimiento es bajo comparado con otros sustratos y se atribuye a su baja alcalinidad que dificulta la estabilización del proceso.

En este sentido, en el capítulo 1 se determinó el potencial de biometanización del lactosuero mediante digestión anaerobia, empleando como inóculos para la estabilización del sustrato, estiércol bovino potencializado (EB) y lodo de planta de tratamiento de aguas residuales. Los inóculos se adicionaron al sistema en

relaciones volumétricas de inóculo y sustrato, equivalente a las razones 70/30, 50/50 y 30/70. Así mismo, se seleccionó el inóculo con mayor degradación de lactosa, actividad hidrolítica y actividad metanogénica, usando como sustratos característicos celulosa, lactosa y acetato de sodio, respectivamente.

En el segundo capítulo, se diseñó el proceso de codigestión anaerobia (CoDA) para el LS teniendo en cuenta los resultados obtenidos por diversos investigadores quienes afirman que los inconvenientes asociados a la DA del LS, pueden mejorarse mediante el uso de la CoDA de dos o más sustratos, dado que permite la reducción de compuestos inhibidores e incrementa la eficiencia de la tecnología anaerobia. El proceso de CoDA conlleva a la identificación de consorcios y condiciones de operación específicas, por lo cual una vez seleccionado el inóculo, se evaluaron los cosustratos melaza de caña, gallinaza de jaula y estiércol bovino aclimatado con lactosuero, con el fin de aumentar la producción de biogás (Mata Alvarez, Macé, & Llabrés, 2000) (Alvarez, Otero, & Lema, 2010).

Finalmente, el tercer capítulo, se tuvo en cuenta que en el proceso de biometanización, se genera un efluente digerido (digestato) con menor contenido de SV que el LS, derivada del tratamiento fermentativo. Por lo cual se analizaron las diferentes alternativas para valorizar el subproducto de la codigestión anaerobia del lactosuero.

La tecnología de digestión anaerobia es adecuada para la estabilización de residuos de la industria láctea, dado que además de estabilizar el residuo es posible obtener energía en forma de biogás y un digestato que puede ser valorizado para aumentar la productividad y competitividad de la cadena láctea en Colombia, particularmente para las medianas y pequeñas empresas.

## 1. CAPÍTULO: POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DEL LACTOSUERO

En este capítulo, se determinó el potencial de biometanización del lactosuero mediante digestión anaerobia, empleando como inóculos para la estabilización del sustrato, estiércol bovino potencializado (EB) y lodo de planta de tratamiento de aguas residuales (LPTAR). Los inóculos se adicionaron al sistema en relaciones volumétricas de inóculo y sustrato equivalente a las razones 70/30, 50/50 y 30/70.

La selección del inóculo EB o LPTAR, se realizó con base en la degradación de celulosa y lactosa usando como variable de respuesta la actividad hidrolítica (AH). Así mismo, se tuvo en cuenta la producción de metano por degradación de acetato de sodio analizando la actividad metanogénica específica (AME).

### 1.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia DA es un tratamiento biológico con base en un proceso natural que permite aprovechar energéticamente diferentes biomásas residuales. En el proceso se emplean consorcios microbianos sensibles a la inhibición por oxígeno molecular y con alta actividad hidrolítica (AH) y metanogénica (AME) (Mata-Alvarez, 2003) (Pohland & Ghosh, 1971)<sup>2</sup>. Los consorcios microbianos pueden encontrarse en lodos anaerobios provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (LPTAR), estiércol bovino (EB), gallinaza (G), estiércol de cabra (EC), entre otros. (Comino, Riggio, & Rosso, 2012) (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011)

Las principales ventajas que ofrece la digestión anaerobia, incluyen la reducción de patógenos (Lara G & Hidalgo C, 2011) (Resende, y otros, 2014), reciclaje de nutrientes (N y P) mediante la mineralización del nitrógeno orgánico, para ser usado en la recuperación de nutrientes y restauración orgánica del suelo (Teglia, Tremier, & Martel, 2011) (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011), y bajo consumo de materia orgánica (5% - 10% DQO) para el crecimiento y formación de bacterias, generando baja producción de lodos en comparación con los procesos aerobios (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011).

---

<sup>2</sup> Citado en: (Chen, Cheng, & Creamer, 2008)

Así mismo, la reducción de olores, disminución en la emisión de gases de efecto invernadero, bajos requerimientos energéticos, posibilidad de ofrecer un mejor manejo a los residuos orgánicos, bajos costos operacionales y el aprovechamiento de la energía del sustrato, que se conserva en el biogás, son otros beneficios de la DA (Prazeres, Carvalho, & Rivas, 2012) (Angelidaki & Sanders, 2004) (Gerardi, 2003).

Actualmente, países como Alemania en Europa, Estados Unidos en América y China en Asia, lideran el empleo de la DA como un proceso eficiente y ambientalmente sostenible, usando para ello variedad de sustratos e inóculos (IEA Bioenergy, 2011) (Kelleher, Leahy, Henihan, & O'Dwyer, 2002) (Pew Center on Global Climate Change., 2011). Del aprovechamiento del LS usando DA, puede obtenerse biogás rico en metano que podría disminuir significativamente la necesidad de combustibles fósiles o gas natural para el procesamiento en una planta lechera. En este sentido, los tratamientos anaerobios pueden catalogarse como tecnologías de estabilización y valorización (Wildenauer & Winter, 1985).

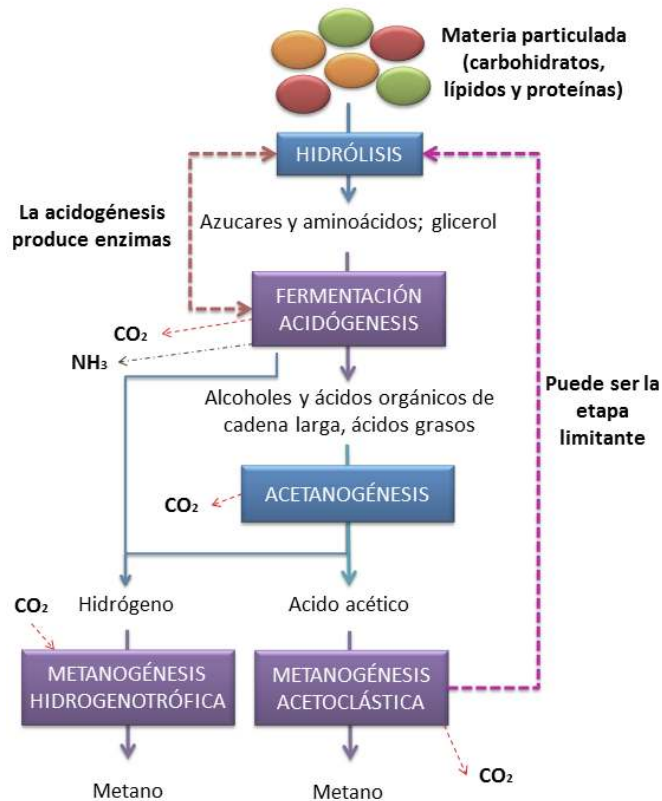
### **1.1.1. Bioquímica de la digestión anaerobia**

La digestión anaerobia de materiales complejos, es un proceso bioquímico que involucra la hidrólisis de las macromoléculas como polisacáridos, lípidos y proteínas, acidogénesis de los monómeros, la acetogénesis y la metanogénesis (Figura 2). Durante la **hidrólisis**, los materiales complejos que componen el sustrato primario, carbohidratos, lípidos y proteínas, deben ser despolimerizados y solubilizados hasta la obtención de monosacáridos, ácidos grasos de cadena larga y glicerol, y aminoácidos, respectivamente, mediante la acción catalizadora de enzimas que han sido liberadas al medio por las bacterias aeróbicas y anaeróbicas. Esta etapa incluye además biotransformaciones reductoras u oxidantes, requeridas por ejemplo en la escisión de enlaces disulfuro. (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011)

La etapa hidrolítica, determina el tiempo de retención requerido en los biorreactores metanogénicos debido a la presencia de materia orgánica en altas concentraciones, a la presencia de fibra y proteínas fibrosas en lugar de globulares o solubles, y lípidos con tamaño de partícula y condiciones ambientales (pH y tensión superficial) no aptas para el proceso. (Pavlostathis & Giraldo Gomez, 1991)

En este sentido, la lentitud del proceso anaerobio obliga a trabajar con altos TRH, por lo que se requieren reactores o digestores con alta concentración de microorganismos específicos que favorezcan la degradación de proteínas y la inclusión de periodos de adaptación de los microorganismos al sustrato, con el fin de favorecer la degradación (Ebrahimi, Najafpour, Mohammadi, & Hashemiyen, 2010).

**Figura 1.** Etapas del proceso de digestión anaerobia

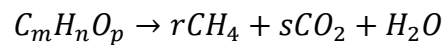


Fuente: (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011)

La **acidogénesis**, es un proceso fermentativo donde los monosacáridos, ácidos grasos de cadena larga, glicerol, y aminoácidos, obtenidos de la hidrólisis, se degradan hasta la generación de acetato, propionato y butirato, ácidos orgánicos y ácidos grasos de cadena corta, con residuos de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e hidrógeno (H<sub>2</sub>). A su vez, el propionato y butirato también se degradan a los productos finales de la fermentación (hidrógeno, dióxido de carbono, acetato) que son los precursores de la formación de metano en la metanogénesis.

Durante la **acetanogénesis** se produce principalmente acetato. Esta etapa compite con la metanogénesis hidrogenotrófica, por sustratos como el metanol, H<sub>2</sub> y formiato. Finalmente la **metanogénesis** acetoclástica utiliza el acetato para la generación de biogás, rico en metano y CO<sub>2</sub>. En esta etapa la producción de metano representa el 72% del total generado en la digestión anaerobia. (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011)

Los metanógenos y los agentes acidogénicos forman una relación microbiana de beneficio mutuo, en el que los metanógenos convierten los productos finales de la fermentación a metano y dióxido de carbono. La metanogénesis, en la mayoría de los casos, es el paso limitante del proceso general. El proceso bioquímico de la digestión anaerobia se puede representar mediante la reacción 1.



Reacción 1.

Donde  $r + s = m$

Esta expresión estequiométrica de degradación de la materia orgánica, refleja en realidad un conjunto de 19 etapas, en serie o serie/paralelo, en las que están implicadas un número considerable de especies bacterianas<sup>3</sup>

### 1.1.2. Inóculos empleados en la digestión anaerobia

La DA de residuos requiere la inoculación debido a la acción catalizadora de enzimas que se liberan al medio por las bacterias aeróbicas y anaeróbicas. Cada etapa de la digestión anaerobia requiere un grupo de microorganismos con funciones específicas. Se ha encontrado que los microorganismos usados durante la hidrólisis y la fermentación pueden ser facultativos o anaerobios estrictos; mientras que en la producción de metano, las arqueobacterias, son anaerobios estrictos obligados (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011).

Durante la experimentación los microorganismos pueden obtenerse a partir de inóculos " frescos " de cualquier tipo de activo reactor anaeróbico, por ejemplo, el reactor de lodos de flujo ascendente UASB, lodos de estiércol porcino, bovino, avícola y hasta caprino; y posteriormente, potencializado biodegradando su

---

<sup>3</sup> Baraza, 2003 En: (Lobato F, 2012)

materia orgánica residual. De forma característica, todos ellos deben contener un consorcio microbiano con el fin de asegurar que diferentes sustratos pueden ser biodegradados, sin enfrentar ningún tipo de limitaciones, por ausencia de microorganismos específicos a una temperatura dada (Lobato F, 2012).

### 1.1.3. Actividad de los inóculos para digestión anaerobia

El inóculo utilizado es un factor influyente en el arranque y operación de un digester anaerobio, así como en la toma de decisiones relacionadas con el funcionamiento de los reactores (Zhang, 2010). En este sentido, es necesario evaluar la actividad de los inóculos a emplear en la DA, mediante la determinación de la actividad hidrolítica y la actividad metanogénica.

- ✓ **Actividad hidrolítica:** Representa la capacidad de evolución de las etapas hidrolítica y acidogénica por parte del inóculo, bajo las condiciones de trabajo, según la bioquímica de la DA. En este sentido, en la etapa hidrolítica se cuantifica la acción de las bacterias de fermentación primaria, mediante la determinación de la concentración de azúcares reductores totales (ART), mientras que el grado de desarrollo de la etapa acidogénica se evalúa mediante el análisis de la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), representando el grado de oxidación anaerobia (Castro M., 2012).
- ✓ **Actividad metanogénica:** Se refiere a la capacidad de la biomasa microbiana, bacterias y arqueas metanogénicas, para transformar hidrógeno, acetato y propionato, en metano y se expresa como la masa de sustrato que es convertida a metano por unidad de biomasa y tiempo (g-DQO-CH<sub>4</sub>/ g-SSV día) (Diaz Báez, Espitia, & Molina, 2002). La determinación de la AME es importante para evaluar el arranque de los reactores anaerobios, optimizar el proceso y para la toma de decisiones acerca del funcionamiento de los reactores (Mata-Alvarez, 2003).

### 1.1.4. Potencial de biometanización

La biometanización es un proceso natural de degradación anaerobia de materiales orgánicos resultante en la producción de biogás (una mezcla de metano y dióxido de carbono). La aplicación de la DA, trae consigo la necesidad de determinar el máximo rendimiento de metano obtenido a partir de la evaluación de la capacidad de biodegradabilidad y oxidación de sustratos de diferente origen, en términos de

producción de biogás. Este análisis es conocido como potencial de biometanización (PBM) (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011)

El PBM puede describirse como el volumen de metano acumulado (medido en condiciones estándar de presión y temperatura) por la cantidad de sustrato adicionado en términos de sólidos volátiles ( $m^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ ) (Angelidaki, y otros, 2009) (Labatut , Angenent, & Scott, 2011). El PBM también es conocido como producción específica de metano, y permite comparar la efectividad del tratamiento o adición de sustrato, con la producción teórica de metano proporcionada por el sistema o la mezcla empleada (Gelegenis, Georgakakis, Angelidaki, & Mavris, 2007).

#### **1.1.5. El Lactosuero como sustrato en la digestión anaerobia**

El LS es “el producto residual obtenido a partir de la leche en la elaboración del queso o la mantequilla”. También conocido como suero de leche o suero de queso es el líquido que se separa de la leche cuando ésta se coagula y contiene todos los componentes que no se integran al queso (Colombia, 1986). Su composición, representada en valores de relación DQO/ DBO<sub>5</sub> es menor a 3, así mismo, la relación DQO/ SV indican que es una biomasa residual altamente biodegradable (Raposo, Borja, Martín , De la Rubia, & Rincón, 2006) (Angelidaki, y otros, 2009).

Conocer la composición característica del sustrato a utilizar en la DA es fundamental, dado que a partir del carbono que este posea, se pueden predecir las cantidades teóricas de metano producido como resultado de las etapas del proceso, así como la composición del biogás (Buswell & Neave, 1930) (Moller, 2003). La caracterización del lactosuero se reporta en la tabla 1.

Dadas las características del LS, su bajo pH y reducida alcalinidad, podrían afectar la estabilización del proceso de DA, disminuyendo los rendimientos de metano. Esta acción asociada a la rápida acidificación de la mezcla de reacción indica la necesidad de controlar la etapa hidrolítica y acidogénica del proceso. Así mismo, la presencia de grasa y caseína, podría favorecer la producción de materiales viscosos de probable origen bacteriano que reducirían severamente la decantación de fangos, favoreciendo la flotación de lodos, y disminuyendo, consecuentemente, el rendimiento del proceso. (Vidal, Carvalho, Méndez, & Lema, 2000) (Perle, Kimchie, & Shelef, 1995)

En la tabla 2 se presentan los hallazgos de diversos autores que han dedicado sus esfuerzos investigativos a la digestión anaerobia del LS, resaltándose en los resultados el LPTAR como el tipo de inóculo más empleado y el mejor rendimiento de producción de metano obtenido ha sido 0,479 m<sup>3</sup>-CH<sub>4</sub>/ kg-DQO.

**Tabla 1.** Caracterización fisicoquímica y elemental del Lactosuero

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
<b>pH*</b>	4,5-5,6	U
<b>Densidad a 20°C**</b>	1,0238	g/mL
<b>Humedad**</b>	957,80	g/L
<b>Sólidos totales*</b>	69,20	g/L
<b>Sólidos volátiles*</b>	62,82	g/L
<b>DQO**</b>	69,60	g/L
<b>Alcalinidad total*</b>	0	mgCaCO <sub>3</sub> /L
<b>Carbohidratos**</b>	43,30	g/L
<b>Grasas (Lípidos) **</b>	2,30	g/L
<b>Proteína**</b>	12,50	g/L
<b>N total**</b>	2,30	g/L
<b>C orgánico oxidable**</b>	26,10	g/L
<b>Hidrógeno**</b>	3,50	g/L
<b>Oxígeno**</b>	25,30	g/L
<b>Calcio total**</b>	0,80	g/L
<b>CaO total**</b>	1,10	g/L
<b>Fósforo total**</b>	1,20	g/L
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> total**</b>	2,90	g/L
<b>Sodio**</b>	0,60	g/L
<b>Cloruros**</b>	1,50	g/L
<b>Relación C/N</b>	13,6	
<b>Formula empírica</b>	C <sub>27</sub> H <sub>44</sub> O <sub>20</sub> N <sub>2</sub>	

\* Datos obtenidos en el laboratorio de Biotecnología de la UIS

\*\* Datos analizados en Laboratorios Calderón

**Tabla 2. Digestión anaerobia del Lactosuero y producción de biogás.**

Condiciones experimentales			Resultados				Concentración residual DQO (kg m <sup>-3</sup> )	Referencia
Inóculo	DQO <sub>i</sub> (kg m <sup>-3</sup> )	TRH (día)	Carga orgánica (kg/m <sup>3</sup> día <sup>-1</sup> )	%CH <sub>4</sub>	Rendimiento (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> DQO)	% DQO removido		
LPTAR	79	5	14	79	0,4	95	3,9	(Wildenauer & Winter, 1985)
LPTAR	2,926	1,7	31	-	0,32	90	0,215	(Rico Gutierrez, Garcia Encina, & Fdz-Polanco, 1991)
LPTAR	68,8	9	10	53	3,3x10 <sup>-10</sup>	98	1,4	(Malaspina, Cellamare, Stante L, & Tilche, 1996)
LPTAR (INDUSTRIA CARNICA)	5-77	2,3-11,6	1-28,5	-	-	95-99	1-1,5	(Kalyuzhnyi, Perez Martinez, & Rodriguez Martinez, 1997)
	47-55	5,4-6,8	7-9,5	-	-	90-94	3-4	
	16-50	3,3-12,8	1-6,7	-	-	90-95	4-6	
LPTAR	10	10	0,95	67,6	0,33	94,6	0,54	(Yang, Yu, & Hwang, 2003)
	10	10	0,97	70,1	0,29	96,4	0,36	
GALLINAZA DILUIDA		20	5	-	0,440			(Gelegenis & Samarakou, 2007)
		20		-				
LPTAR (MATADERO AVES)	1,686±0,030	2	3	-		94	0,099	(Bezerra Jr, Rodrigues, J. A. D, Ratzunei, Zaiat, & Foresti, 2009)
LPTAR	9,5	7,9	-	-	-	97	0,29	(Rivas, Prazeres, Carvalho, & Beltrán, 2010))
EB			2,65 g-VS/l/d	-	343,43 l-CH4/kg-VS			(Comino, Riggio, & Rosso, 2012)
LPTAR - ADICION ALCALINIDAD QUIMICA		17	2,4	-	0,315			(Shilton, Powel, Broughton, & Pratt, 2013)
LPTAR		11	3,2	-	0,479			
LPTAR - EB		117	6,4	-				

### **1.1.6. Relación inóculo-sustrato**

La relación inóculo-sustrato se expresa en función del contenido de sólidos volátiles en el inóculo por la concentración de sólidos volátiles adicionados en el sustrato. En la DA la RIS constituye un parámetro operacional de carácter fundamental en la determinación del potencial de biometanización de cualquier residuo (Chen & Hashimoto, 1996)

Estudios realizados con desechos de comida, residuos agroindustriales y codigestión se comprobó que existe una relación decreciente entre los rendimientos de biogás y la relación inóculo sustrato (Liu, Zhang, El-Mashad, & Dong, 2009). La mejor relación inóculo-sustrato se encuentra definida para diferentes sustratos, pero en el caso del lactosuero su información es limitada y se requiere conocer este parámetro, como un parámetro operacional obligatorio.

## **1.2. DESARROLLO METODOLÓGICO**

La determinación del potencial de biometanización del LS, se realizó usando como inóculos, Estiércol bovino (EB) y Lodo PTAR (LPTAR). Cada inóculo, así como el LS, fueron previamente caracterizados.

En el desarrollo de esta fase las actividades se dividieron en dos etapas, la primera consistió en la selección del inóculo y la segunda en el desarrollo del proceso de DA del LS usando los mejores resultados de la primera etapa.

### **Caracterización del inóculo**

El LPTAR se obtuvo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frío y se mantuvo en el laboratorio, en incubación, a 39 °C hasta su utilización.

El EB se obtuvo del Frigorífico Vijagual, una vez en el laboratorio, se potencializó en un reactor de 23L que contenía 18L de EB en condiciones anaerobias y 39°C durante el tiempo de experimentación. La potencialización consistió en la autodegradación del EB hasta agotar su materia orgánica con el fin de aumentar la disponibilidad de los microorganismos para el consumo del sustrato, manteniendo la concentración de los sólidos volátiles (SV) de 76,07 g/L (Cheng, Patrick, & Logan, 2011). El EB empleado en la producción de biogás a partir de LS se obtuvo finalmente del reactor de potencialización.

La caracterización fisicoquímica de cada inóculo se realizó de acuerdo con los protocolos descritos en el *Standard Methods* y se presenta en la tabla 3 (American Public Health Association, 1998).

**Tabla 3.** Caracterización fisicoquímica de los inóculos

Parámetro	Unidades	EB	LPTAR
pH		7,63	7,95
SV	g/L	76,07	45,46
SSV	g/L	65,6	39,5
SSF	g/L	51,75	14,45
Alcalinidad	MgCaCO <sub>3</sub> /L	6500***	5100***
AGV	mg/L	8640***	2280***
Densidad	g/mL	1,04***	0,906***

### Caracterización del sustrato

El lactosuero (LS) usado como sustrato se recolectó en la microempresa Villa Aurora. Las muestras se conservaron al punto de congelación en las instalaciones del laboratorio de la escuela de Ingeniería Química de la UIS, para su posterior caracterización, según protocolo requerido de la *APHA* (American Public Health Association, 1998).

#### 1.2.1. Selección del inóculo

#### Actividad 1. Determinación de la actividad hidrolítica del inóculo

La actividad Hidrolítica específica AHE de cada inóculo (EB y LPTAR) se determinó con base en la hidrólisis de la celulosa, siguiendo el protocolo descrito por (Hu, Gang, & Yu, 2004). Los ensayos se realizaron en digestores de 500mL y volumen de operación de 350mL, usando como sustrato modelo celulosa (papel de filtro cuantitativo *Schleicher & Schuell*, 589/1, 110 mm) y en concentración de 3 g/L. El volumen de inóculo adicionado al ensayo fue el equivalente a 1.5 g/L de SSV, y se aforó con medio mineral de *Balch* (Balch, Fox, Magrum, Woese, & Wolfe, 1979) (Castro M., 2012).

\*\*\* Compilación datos EB (Sierra Rios, 2013)

Los experimentos se repitieron empleando lactosa comercial como sustrato, con el fin de evaluar el comportamiento de los inóculos sobre la degradación de lactosa, como componente mayoritario del lactosuero.

En cada caso se realizó una prueba blanco, en la cual se adicionó agua en lugar del sustrato modelo. Los experimentos se realizaron por duplicado durante 25 horas a temperatura mesofílica de incubación de  $39 \pm 2$  °C.

La variable respuesta de la AH, corresponde a la producción de azúcares reductores totales ART y se determinó por el método colorimétrico del ácido dinitrosalicílico DNS, usando un espectrofotómetro *GENESYS 20 Thermo Spectronics*, para hacer las lecturas a 540 nm de acuerdo con el método descrito en el anexo A (Miller, 1959).

La actividad hidrolítica específica se determinó usando la ecuación 1.

$$AHE = \frac{P \times V_R}{FC \times V_i \times SSV}$$

Ecuación 1

Dónde:

AHE = Actividad hidrolítica específica ( $g$  DQO/ $g$  SSV  $\times$   $d$ )

P = Máxima pendiente de la cinética de producción o consumo de ART para cada experimento ( $g$  ART/ $L \times$   $d$ )

FC = Factor de conversión de  $g$  DQO ( $1.068$   $g$  DQO/ $180$   $g$  ART)

$V_i$  = Volumen del inóculo utilizado en el ensayo ( $L$ )

$V_R$  = Volumen del reactor ( $L$ )

SSV = Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el inóculo ( $g$  SSV/ $L$ )

## **Actividad 2. Cuantificación de la actividad metanogénica específica del inóculo**

Los ensayos de actividad metanogénica específica AME de cada inóculo (EB y LPTAR) fueron realizados con base en el protocolo de (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011) (Angelidaki, y otros, 2009).

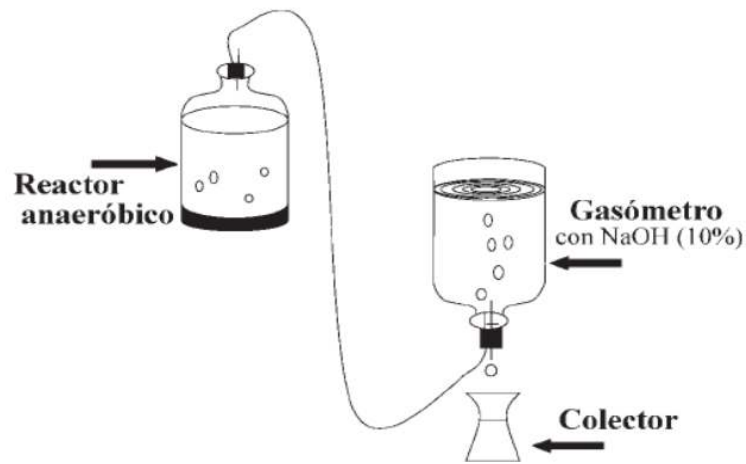
Los experimentos se llevaron a cabo en digestores con capacidad de 500 mL, volumen de operación de 350mL, usando como sustrato acetato de sodio en una concentración de 5 g/L (Balch, Fox, Magrum, Woese, & Wolfe, 1979). El volumen

de inóculo adicionado al ensayo fue el equivalente a una concentración de 1,5 g/L de SSV, y se aforó con medio mineral de *Balch* (Balch, Fox, Magrum, Woese, & Wolfe, 1979) (Castro M., 2012).

En cada caso se realizó una prueba blanco, en la cual se adicionó agua en lugar del sustrato modelo. Los experimentos se realizaron por duplicado durante 216 horas a temperatura mesofílica de incubación de  $39 \pm 2$  °C.

La variable respuesta de la AME, el volumen de metano producido, se determinó mediante el método del desplazamiento alcalino descrito por Demirer G & Chen (2005), el cual se muestra en la figura 2. (Anexos B y C)

**Figura 2.** Método de desplazamiento alcalino



Fuente: (Quintero, Castro, Ortiz, Guzman, & Escalante, 2011)

La determinación de la AME se realizó usando la ecuación 2.

$$AME = \frac{P}{FC \times V \times SSV}$$

Ecuación 2

Dónde:

AME = Actividad metanogénica específica ( $g$  DQO/ $g$  SSV  $\times d$ )

P = Máxima pendiente de la cinética de producción de metano para cada experimento ( $mL/d$ )

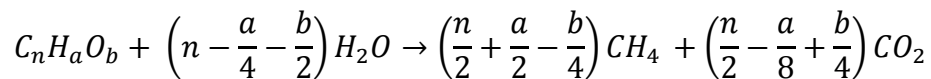
FC = Factor de conversión de  $g$  DQO ( $430 mL CH_4$  humedo/ $g$  DQO a  $39^\circ C$ )

V = Volumen del inóculo utilizado en el ensayo (L)

SSV = Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el inóculo (g SSV/L)

### Actividad 3. Evaluación del potencial de biometanización del lactosuero

La fórmula empírica del lactosuero se obtuvo a partir de la aplicación de la ecuación 3, donde se consideran los índices estequiométricos promediados de las biomoléculas, mientras que el rendimiento teórico de producción de metano ( $B_t$ ) se calculó usando una aproximación teórica basada en la fórmula de *Buswell* (Ecuación 4)<sup>4</sup> y supone la degradación total de los componentes orgánicos fermentables.



Ecuación 3.

$$B_t(lCH_4/gSV) = \frac{\left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} + \frac{b}{4}\right)}{12n + a + 16b} \times 22.4$$

Ecuación 4.

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se llevaron a cabo por triplicado en el rango mesofílico a  $39 \pm 2$  °C y en reactores discontinuos de 50 mL, utilizando diferentes relaciones volumétricas inóculo-sustrato. En cada caso se realizó un ensayo con inóculo en las proporciones empleadas, sin adición de LS.

La influencia de la relación volumétrica inóculo-sustrato como parámetro operacional en la determinación del PBM se evaluó durante 216 horas usando un volumen operacional de 35mL en condiciones anaerobias. En cada caso, el volumen de inóculo y LS se ajustó hasta obtener relación volumétrica de 30/70, 50/50 y 70/30, respectivamente. El pH del LS se ajustó usando una solución concentrada de NaOH. La tabla 4 resume las condiciones de operación para la DA del LS a partir de las diferentes relaciones volumétricas de cada inóculo, llevando a cabo cada experimento por triplicado.

El proceso fue controlado, midiendo los parámetros ART, ácidos grasos volátiles totales AGVT, alcalinidad total AT, SV, pH y la relación AGVT/ Alcalinidad total AT.

<sup>4</sup> (Buswell & Neave, 1930) en (Moller, 2003).

La producción de biogás se evaluó usando el método de desplazamiento alcalino de metano (American Public Health Association, 1998) (Demirer G & Chen, 2005).

**Tabla 4.** Condiciones de operación para la DA del LS a partir de las diferentes relaciones volumétricas

Parámetro	Unidades	Relación volumétrica Inóculo-sustrato		
		30/70	50/50	70/30
Volumen de inóculo (EB <sup>5</sup> o LPTAR <sup>6</sup> )	mL	10,5	17,5	24,5
Volumen de LS	mL	24,5	17,5	10,5
Temperatura	°C	39 ± 2		
Volumen de reactor	mL	50		
Volumen de operación	mL	35		
Agitación	Rpm	Manual e Intermitente		
Concentración NaOH	N	0,02		

El metano obtenido se expresó en condiciones normales, de acuerdo con la siguiente ecuación (Anexo C):

$$V_{NTP} = V \times \left( \frac{P_0 - P_v}{P_{atm} \times T} \right)$$

Ecuación 4.

Dónde:

$V_{NTP}$  = Volumen de gas en condiciones normales (mL)

$V$  = Volumen de gas generado (mL)

$P_0$  = Presión del CH<sub>4</sub> en condiciones normales

$P_v$  = Presión de vapor a la temperatura del test (mbar)

### 1.2.2. Digestión anaerobia del lactosuero usando las mejores condiciones (Inóculo y Relación volumétrica inóculo - sustrato)

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se llevaron a cabo por triplicado en el rango mesofílico a 39 ± 2°C y en reactores discontinuos de 50mL, utilizando la mejor relación volumétrica inóculo sustrato (RISV) y el inóculo con el que se

<sup>5</sup> 65,6 g SSV/L EB

<sup>6</sup> 39,5 g SSV/L LPTAR

obtuvo mayor PBM. En cada caso se realizó una prueba control, en la cual no se adicionó lactosuero. Las condiciones empleadas, se registran en la tabla 5.

**Tabla 5.** Condiciones de operación para la DA del LS

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Valor</b>
<b>Volumen de inóculo (EB<sup>7</sup>)</b>	mL	24,5
<b>RISV</b>	mL/mL	70/30
<b>Volumen de LS</b>	mL	10,5
<b>Temperatura</b>	°C	39 ± 2
<b>Volumen de reactor</b>	mL	50
<b>Volumen de operación</b>	mL	35
<b>Agitación</b>	rpm	Intermitente y manual
<b>Tiempo de reacción</b>	días	30
<b>Concentración de NaOH</b>	N	0.02

### 1.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 1.3.1. Selección del inóculo

Los parámetros que se tuvieron en cuenta para la selección del inóculo fueron la actividad hidrolítica, actividad metanogénica y PBM, con base en los resultados obtenidos del numeral 1.3.1.1 al 1.3.1.4.

##### 1.3.1.1. Producción de ART a partir de celulosa

En la Figura 3 se presentan las cinéticas de producción de ART a partir de celulosa, como fuente de carbono, para los inóculos EB y LPTAR. Como se observa en la figura el arranque de los biodigestores varía desde 1,8 hasta 2,7 mg/mL de ART, según el inóculo empleado y de acuerdo a la matriz de donde proviene.

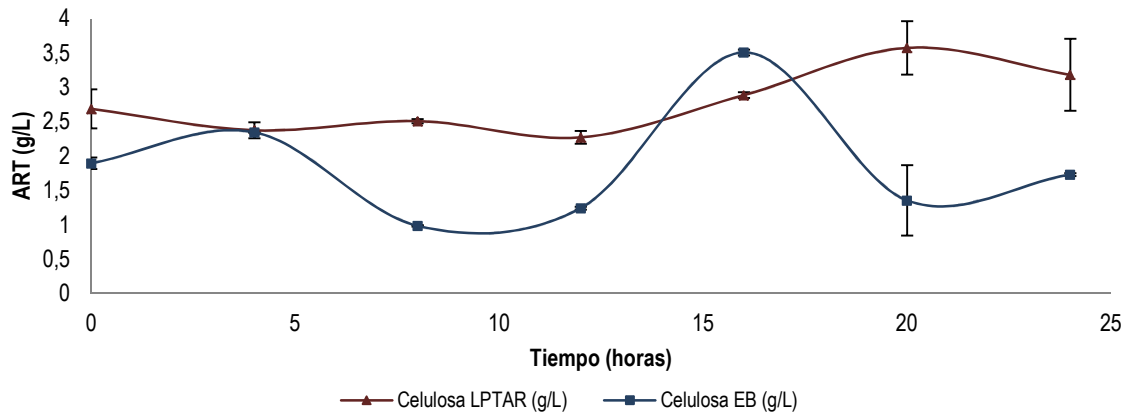
Durante las primeras 12 horas no se registra actividad por parte de los inóculos para la degradación de la celulosa, debido a que en la etapa inicial los microorganismos sufren un periodo de adaptación al sustrato. El aumento de la actividad se evidencia a partir de las 12 horas, mostrando etapas consecutivas de producción y consumo de ART, comportamiento similar al reportado por Castro M. (2012). El EB registra la mayor actividad, alcanzando la producción de 3,50 g/L

---

<sup>7</sup> 76.07 g SV/L EB

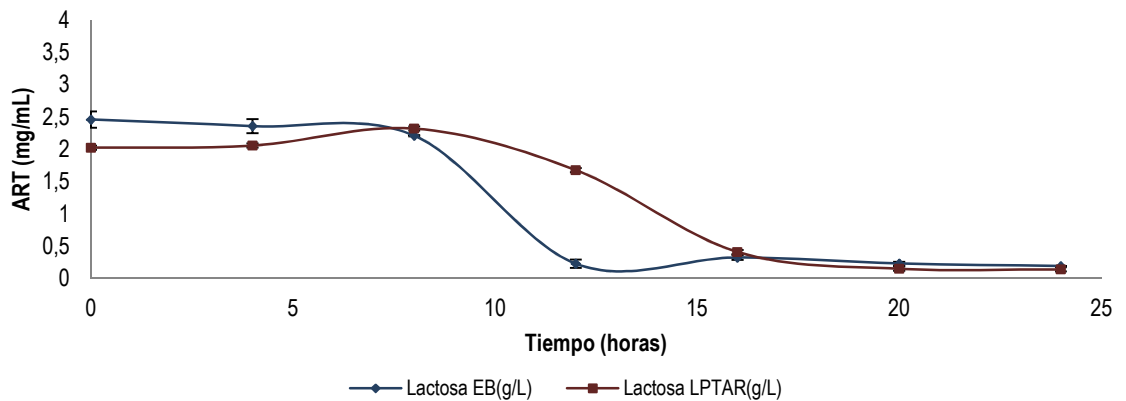
(183,1% de ART) entre las 12 y 16 horas, mientras que el LPTAR produjo 3,57 g/L (57%) entre las 12 y 20 horas.

**Figura 3.** Cinética de producción y consumo de Azúcares Reductores Totales (*g/L*) para los inóculos Estiércol Bovino y Lodo PTAR, a partir de celulosa (pH: 7,0 y T:  $39 \pm 2$  °C).



Como se muestra en la figura 4, al emplear lactosa como sustrato para la hidrólisis, se observó que la fase de adaptación de los inóculos a este sustrato es de 8 horas. Luego de este tiempo, el uso de EB evidenció el consumo de lactosa correspondiente al 89,5% de ART, en un lapso de 4 horas, mientras que al usar LPTAR el consumo de ART ascendió al 82,8%, en 8 horas. Luego de la etapa de consumo, las gráficas evidencian un periodo de estabilización.

**Figura 4.** Cinética de producción y consumo de Azúcares Reductores Totales (*g/L*) para los inóculos Estiércol Bovino y Lodo PTAR, a partir de lactosa (pH: 7,0 y T:  $39 \pm 2$  °C).



Así mismo, el rápido consumo de lactosa evidencia las afirmaciones realizadas por Perle, Kimchie, & Shelef, (1995), quienes plantearon la necesidad de regular el pH durante la digestión anaerobia, debido a que el elevado contenido de lactosa en el lactosuero, más del 43% en este caso, genera la concentración de AGVs en el reactor. Esta variable debe controlarse con el fin de favorecer la producción de metano.

Por otro lado, a partir de las velocidades de producción de ART se calculó la actividad hidrolítica específica (AHE) para la celulosa y lactosa, respectivamente, encontrando los resultados que se presentan en la tabla 6. Los cuales evidencian una marcada diferencia en la actividad hidrolítica de los inóculos hacia los sustratos estudiados, siendo mayor la actividad hidrolítica del estiercol bovino.

Estos resultados son consecuentes con la afinidad de los inóculos por cada sustrato. En el caso del EB bovino la matriz de donde proviene se encuentra adaptada a la degradación de celulosa, debido al pastoreo de los rumiantes. El LPTAR, por su parte, degrada en principio aguas residuales urbanas con alto contenido de proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, y surfactantes, por lo cual no es tan específico como el EB a la hidrólisis de la celulosa. El comportamiento de ambos inóculos sobre la AH de la celulosa corresponde con los resultados publicados por Castro M (2012) y (Sierra Rios, 2013)

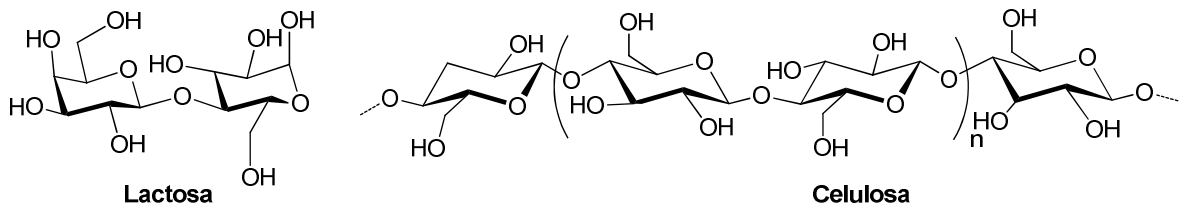
**Tabla 6.** Actividad hidrolítica para la lactosa y celulosa empleando como inóculos EB y LPTAR.

INÓCULO	$AHE_{Lactosa}$ $\left( \frac{g\ DQO}{g\ SSV \times día} \right)$	$AHE_{Celulosa}$ $\left( \frac{g\ DQO}{g\ SSV \times día} \right)$
EB	0,049	0,053
LPTAR	0,029	0,017

Así mismo, los resultados evidencian la alta biodegradabilidad de ambos sustratos en presencia de EB, resultados consecuentes con la estructura química de ambas sustancias (Ver figura 5), teniendo en cuenta que por molécula de lactosa se hidroliza un enlace  $\beta(1-4)$ -O-glucosídico para la obtención de una molécula de glucosa y una de galactosa; mientras que en la celulosa, un polisacárido formado por la unión de  $n$  moléculas de  $\beta$ -glucopiranososa mediante enlaces  $\beta(1,4)$ -O-glucosídico, al hidrolizarse totalmente se obtienen  $n$  moléculas de glucosa.

Finalmente, los valores obtenidos superan los reportados por otros autores usando pulpa de sisal y LPTAR, lo cual evidencia la capacidad de los inóculos para degradar celulosa y lactosa (Mshandete, Björnsson, Kivaisia, Rubindamayugia, & Mattiasson, 2005) (Quintero, Castro, Ortiz, Guzman, & Escalante, 2011).

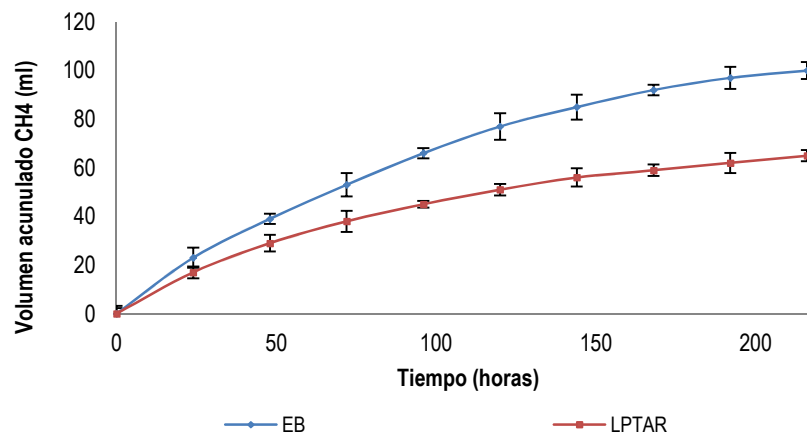
**Figura 5.** Estructura química de los sustratos de la AH: lactosa y celulosa



### 1.3.1.2. Producción de metano a partir de acetato de sodio

En la figura 6 se presentan las cinéticas de producción de metano para los inóculos EB y LPTAR, empleando acetato de sodio como fuente de carbono, en un periodo de 216 horas. Las gráficas evidencian tendencias crecientes de producción, donde la mejor tasa de producción de metano está representada por la actividad del EB, describiendo la mejor capacidad de transformación del acetato de sodio, al producir 100mL de volumen acumulado de metano. Los resultados obtenidos por el EB superan en un 35% la producción de metano por el LPTAR, bajo las mismas condiciones.

**Figura 6.** Volumen de metano acumulado (condiciones estándar de presión y temperatura) a partir del acetato de sodio usando diferentes inóculos (pH: 7,0 y T:  $39 \pm 2^\circ\text{C}$ ).



De igual forma, la producción de metano empleando EB y LPTAR corresponde al 27,0% y 17,6% del metano teórico, respectivamente. Los resultados muestran que el EB tiene la mejor capacidad de conversión del sustrato y arranque del reactor comparado con el LPTAR.

Teniendo en cuenta que la concentración de sólidos volátiles en el sistema de digestión, representa la cantidad de materia orgánica disponible en el inóculo para ser transformada, la diferencia en la producción de metano por EB y LPTAR, puede atribuirse a la concentración de sólidos volátiles que el EB posee, siendo un 60% mayor que los SV en el LPTAR (Bullock, Kristlansen, Hawakes, & Hawakes, 1989).

Con base en las cinéticas de producción, se calculó la actividad metanogénica específica AME, tal como se indica en el numeral 1.2.1. Los valores de AME se registran en la tabla 7, evidenciando que el EB presenta mejor capacidad para transformar los ácidos grasos volátiles en acetato y luego en metano que el LPTAR. El mismo comportamiento en la actividad de los inóculos fue reportada por Castro (2011) y Sierra (2013).

**Tabla 7.** Actividad metanogénica de los inóculos EB y LPTAR

<b>INÓCULO</b>	<b>AME</b> $\left(\frac{gDQO}{gSSV \times día}\right)$
<b>EB</b>	0,102
<b>LPTAR</b>	0,075

Finalmente, teniendo en cuenta que los resultados obtenidos para la actividad hidrolítica del EB evidenciaron su capacidad para aprovechar hasta un 90% de los carbohidratos presentes en el lactosuero, su mayor actividad metanogénica respecto al LPTAR y su elevada alcalinidad que permite estabilizar un sistema de DA, donde la mayor complicación resulta ser la acumulación de AGVs, el EB resulta ser un inóculo apropiado dada su capacidad para actuar como regulador de pH en el proceso de DA del lactosuero.

Con el fin de corroborar los resultados de la selección del inóculo se evaluó el potencial de biometanización del lactosuero usando diferentes relaciones inóculo sustrato con EB y LPTAR.

### 1.3.1.3. Producción de metano usando diferentes relaciones volumétricas inóculo/sustrato

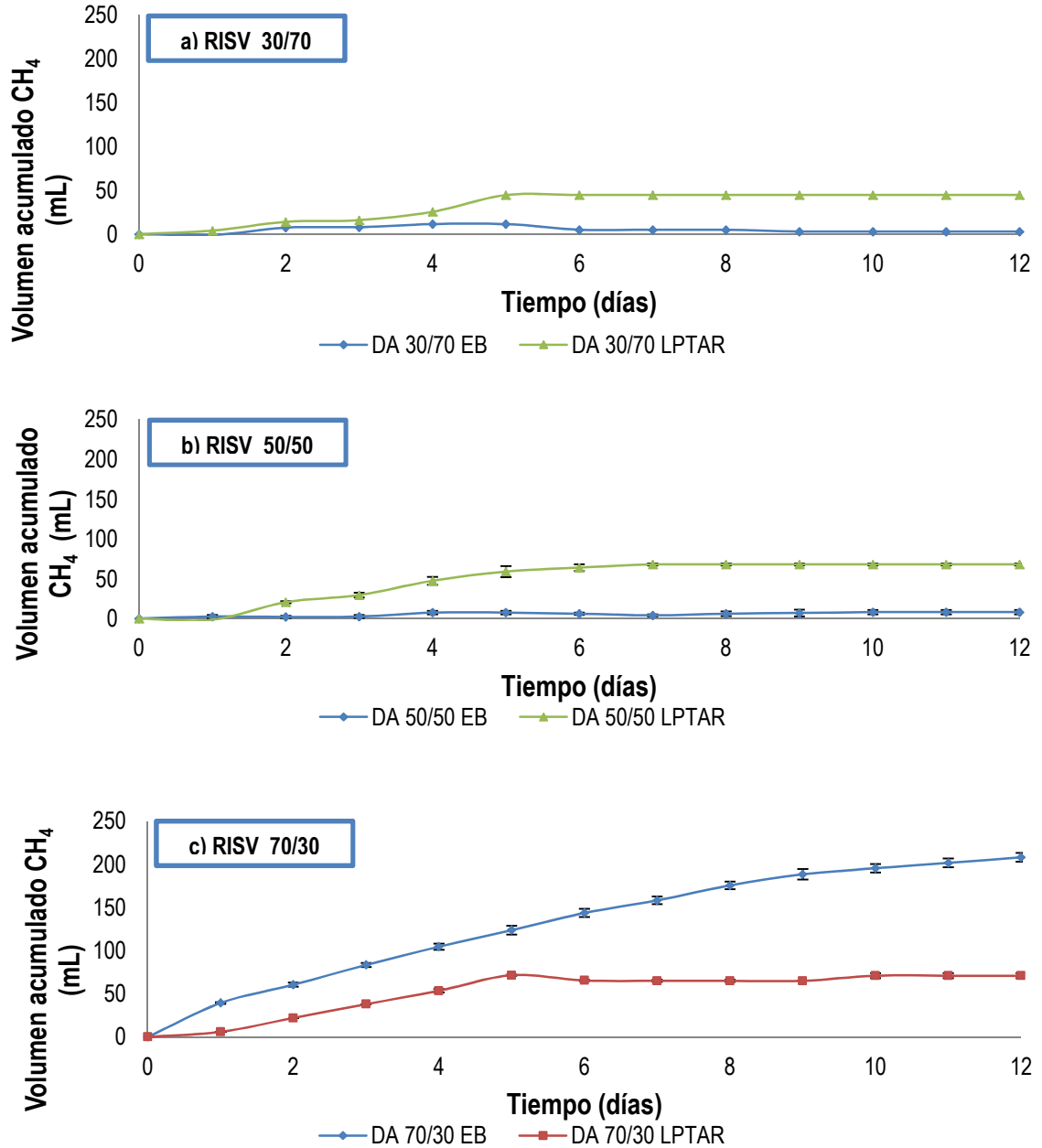
Las curvas demarcadas en la figura 7 evidencian las cinéticas de producción experimental de biogás en el proceso de DA en un periodo de 12 días, usando EB y LPTAR, para las relaciones volumétricas inóculo sustrato (RISV) 30/70, 50/50 y 70/30, respectivamente. Encontrando que 208,14 mL fue la máxima producción de metano alcanzada al digerir anaeróticamente el sistema EB-LS empleando la RISV 70/30 (Figura 7.c), mientras que la producción más baja (3 mL) se obtuvo al digerir EB-LS usando RISV 30/70, como se observa en la figura 7.a.

El comportamiento de los inóculos en las gráficas 7.a, 7.b y 7.c evidencian la influencia de la adición de lactosuero sobre la producción de metano, encontrando que la tasa de producción sigue la tendencia  $RISV\ 30/70 < RISV\ 50/50 < RISV\ 70/30$ . Estos resultados indican un comportamiento inversamente proporcional entre el volumen de LS adicionado, de acuerdo con la RISV empleada, y el rendimiento de producción de biogás.

La figura 7.c muestra que el inóculo con mejor desempeño sobre la DA del LS fue el EB (208.14 mL), superando al LPTAR (71mL) en la producción de un 193% más de biogás atribuido a la degradación del LS, al emplear la relación volumétrica inóculo-sustrato 70/30, estos resultados son similares a los obtenidos por Quintero, Castro, Ortiz, Guzman, & Escalante, 2011

Resultados similares fueron obtenidos por Gelegenis & Samaralou (2007) al trabajar con gallinaza de jaula como inóculo en relación volumétrica 65/35; y por Shilton y colaboradores (2013) quienes codigestaron el LS con LPTAR y EB, correspondiendo el LS al 35% del volumen trabajado. En ambos estudios, se sugiere no emplear relaciones volumétricas mayores a 50/50, dado que altas concentraciones de LS pueden acidificar el sistema con lo cual se puede afectar el volumen de biogás obtenido al final de la DA como también lo aseguran Rico Gutierrez, Garcia Encina, & Fdz-Polanco, 1991. Con base en los resultados obtenidos, los experimentos posteriores se realizaron empleando EB como inóculo y la RISV 70/30 en el sistema de DA del LS.

**Figura 7.** Producción de metano en la Digestión Anaerobia del Lactosuero para Relaciones volumétricas Inóculo-sustrato, usando Estiércol Bovino y Lodo PTAR



**1.3.1.4. Evaluación del potencial de biometanización**

La tabla 8 resume los datos obtenidos de la caracterización elemental del LS y presenta su fórmula empírica representativa, así como el metano teórico producido

por este residuo. Dada la fórmula empírica del LS, el volumen de metano teórico producido por este sustrato es 0,78 m<sup>3</sup>-CH<sub>4</sub>/ kg-SV (Buswell & Neave, 1930).

**Tabla 8.** Rendimiento de producción de metano del LS

Elemento	%p/p	Formula empírica	Metano teórico (m <sup>3</sup> -CH <sub>4</sub> /kg-SV)	PBM RISV 70/30 (m <sup>3</sup> -CH <sub>4</sub> /kg-SV)	
				EB	LPTAR
C	2,55	C <sub>27</sub> H <sub>44</sub> O <sub>20</sub> N <sub>2</sub>	0,76 – 0,78	0.316	0.108
H	0,34				
O	2,47				
N	0,22				

Los resultados fueron corroborados, usando la metodología propuesta por Gelegenis, Georgakakis, Angelidaki, & Mavris, (2007), quienes emplean la composición nutricional del lactosuero para hacer el cálculo del rendimiento teórico de metano, partiendo de la base de que los carbohidratos y las proteínas se degradan en un 97%, mientras que los lípidos lo hacen en un 60%. El volumen de metano calculado por este método fue 0,76 m<sup>3</sup>-CH<sub>4</sub>/ kg-SV.

Los resultados obtenidos en el cálculo del metano teórico a producir por el LS, indican que es un sustrato con excelentes características para ser biodegradado anaeróbicamente y así aprovechar su materia orgánica para la producción de metano comparado con residuos como la GJ (0,43 m<sup>3</sup>-CH<sub>4</sub>/ kg-SV) (Sierra Rios, 2013).

El PBM se determinó a partir de los resultados de producción de metano después de 12 días, empleando la RISV 70/30. El mayor potencial de biometanización fue 0,316 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ Kg SV adicionados cuando se utilizó EB como inóculo. Los resultados evidencian que el EB constituye un inóculo apropiado para la degradación del lactosuero. Esto se debe, probablemente, a la sinergia entre la AH y alcalinidad del EB que aportan estabilidad al proceso, favoreciendo la metanogénesis (Buendía, Fernandez, Villaseñor, & Rodríguez, 2009) (McMahon, Stroot, Mackie, & Raskin, 2001) (Mshandete, Björnsson, Kivaisia, Rubindamayugia, & Mattiasson, 2005).

En la tabla 9 se presenta el resumen de los resultados obtenidos en la selección del inóculo y el potencial de biometanización del lactosuero, observándose que el EB posee la mayor actividad metanogénica, actividad hidrolítica para la celulosa y

actividad hidrolítica para la lactosa. Así mismo, se observa que en la DA usando RISV 70/ 30 se presenta la mayor producción de metano al emplear como inóculo EB, resultados consecuentes con el PBM.

**Tabla 9.** Resumen de resultados selección de inóculo y PBM

<b>Variable Respuesta</b>	<b>EB</b>	<b>LPTAR</b>
<b>AME</b> $\left(\frac{g\ DQO}{g\ SSV \times dia}\right)$	0,102	0,075
<b>AHE</b> $\left(\frac{g\ DQO}{g\ SSV \times dia}\right)$	Celulosa	0,049
	Lactosa	0,053
<b>Producción de metano DA EB-LS</b> (mL CH <sub>4</sub> )	RISV 30/ 70	55
	RISV 50/ 50	89
	RISV 70/ 30	341,88
<b>PBM</b> $\left(\frac{m^3CH_4}{kg\ SV}\right)$	RISV 70/ 30	0,316
		0,108

### 1.3.2. Digestión anaerobia del Lactosuero

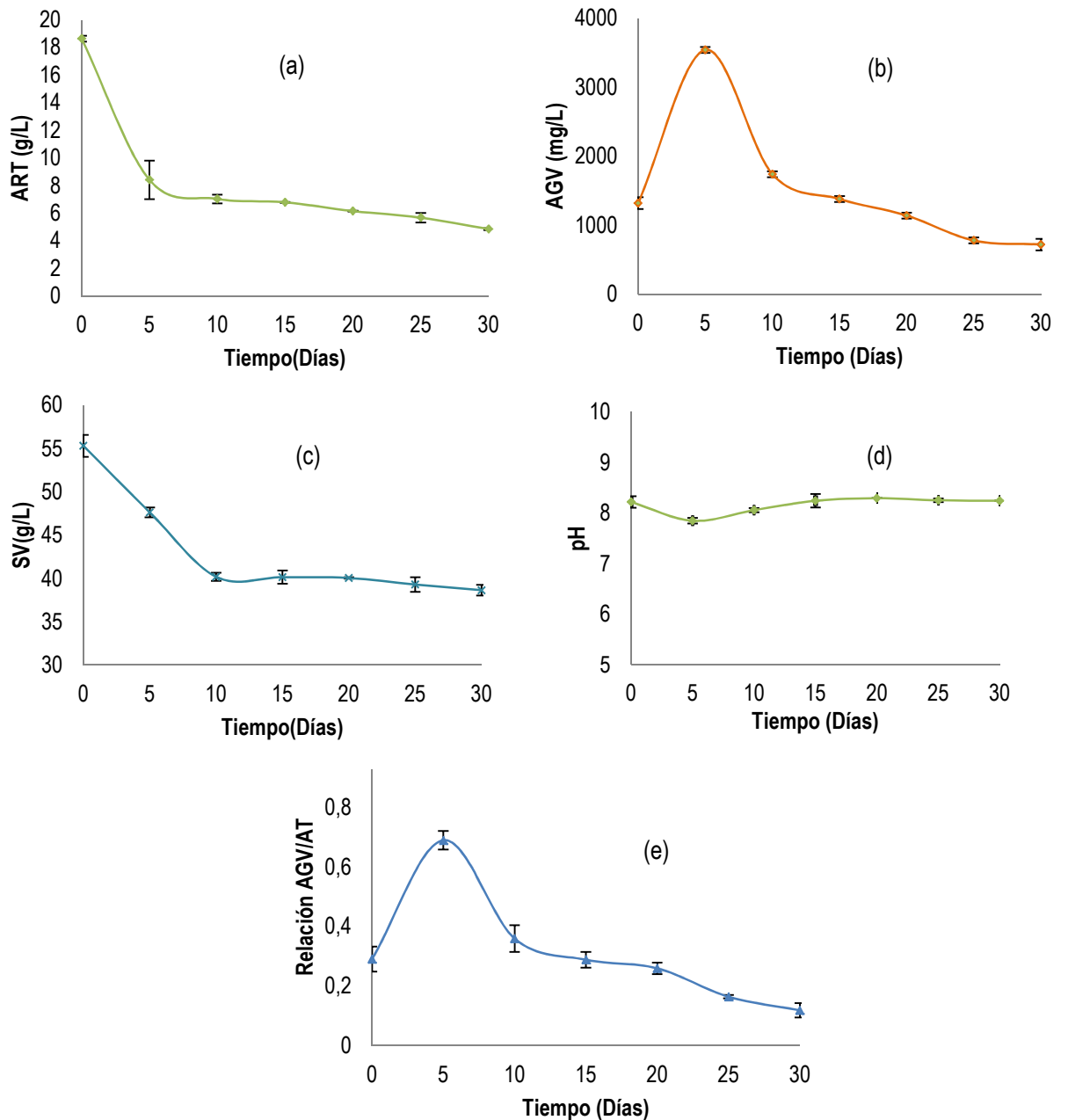
Una vez seleccionado el Estiércol Bovino como el mejor inóculo se llevaron a cabo los experimentos usando EB y RISV 70/ 30. Para garantizar la estabilidad del proceso, se monitorearon las variables de operación: ART, AGV, SV, pH y volumen acumulado de metano.

La figura 8.a. muestra la cinética de producción y consumo de ART, la cual presenta tendencia decreciente en la concentración de ART, corroborando el consumo de azúcares propio de la DA y consecuente con los resultados obtenidos durante la evaluación de la actividad hidrolítica para la lactosa empleando EB. El porcentaje de consumo de ART es del 74%, observándose mayor velocidad de consumo durante los primeros 5 días, comparado con el tiempo total de experimentación.

En la figura 8.b. se presentan los resultados obtenidos al monitorear la concentración de AGVs en el reactor. Los datos confirman las afirmaciones realizadas por diversos autores que especifican la necesidad de controlar el pH, debido a la alta presencia de AGVs en los biorreactores (Hu, Gang, & Yu, 2004) (Mshandete, Björnsson, Kivaisia, Rubindamayugia, & Mattiasson, 2005). La máxima producción de AGVs fue de 3540 mg/L en el quinto día de fermentación, posteriormente la concentración de AGVs se redujo manteniéndose después del

día 25 en una concentración promedio de 700mg/L. Estos valores evidencian que en el sistema no se presentó inhibición por concentración de AGVs, manteniéndose siempre por debajo de 6000 mg/ L (Appels, Baeyens, Degreve, & Dewil, 2008)

**Figura 8.** Monitoreo de variables en la DA del LS empleando EB y RISV 70/30: a. ART, b. AGV, c. SV, d. pH y e. relación ART/AGV



Es de notar que la máxima producción de AGVs corresponde con el consumo de ART en el biorreactor, evidenciando que la hidrólisis y la acidogénesis del proceso de digestión anaerobia son etapas que se llevan a cabo en forma simultánea como lo especifican Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams (2011).

La cinética de consumo de los SV en la DA se presenta en la figura 8.c. y evidencia la degradación del lactosuero adicionado al sistema mediante un porcentaje de remoción de sólidos que alcanzó un 30,1% y consecuentemente permite obtener una producción de metano de 276 mL, resultados que se corroboran con los obtenidos Gelegenis y colaboradores en 2007, y que ratifican la bondad del proceso en la estabilización del lactosuero.

Teniendo en cuenta que el pH característico para la digestión anaerobia se encuentra en el rango de 6,5 a 7,5, los resultados del monitoreo del pH que se muestran en la figura 9.d. evidencian que en este trabajo el valor promedio de pH es 8 debido a la adición de NaOH al inicio del proceso. Este valor es apropiado para el desempeño simultáneo de las bacterias hidrolíticas y metanogénicas en la DA, lo que se corrobora con la no inhibición por AGVs, según lo señalan Dinsdale (2000) y Raposo (2006).

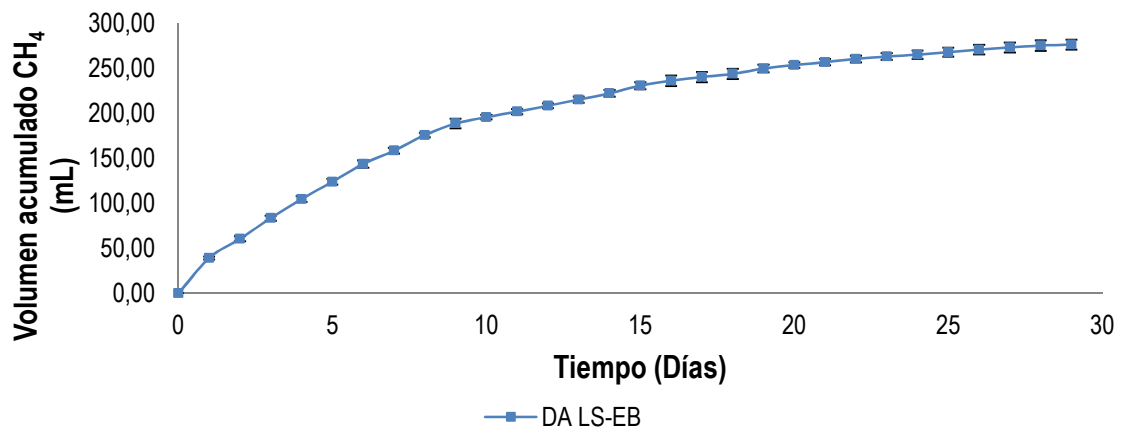
Finalmente, puede observarse en las figura 8.d y 8.e. como el mínimo en el valor del pH en el sistema DA EB-LS corresponde con los máximos en la relación AGVT/AT, al quinto día de reacción como resultado de la biodegradación del sustrato. Sin embargo, las gráficas evidencian la estabilización del proceso para la producción de metano a partir del décimo día de reacción, cuando la relación AGVT/AT se mantiene por debajo de 0,4, según fue reportado por (Zhao & Kugel, 1996).

Los resultados de producción de metano se presentan en la figura 9. La gráfica presenta tendencia creciente en la producción de metano, demarcándose el arranque del proceso a partir del primer día. La gráfica evidencia la favorabilidad de las condiciones trabajadas, observándose la obtención de 276mL de metano en 30 días.

Por otro lado, el potencial de biometanización alcanzado ( $0,418\text{m}^3/\text{kg-SV}$ ) indica que tanto la degradación de sólidos, como la producción de metano se deben al efecto sinérgico entre el inóculo y el lactosuero (Gelegenis y colaboradores en 2007). Cabe destacar que el PBM obtenido representa el 53.6% del metano teórico esperado para el LS según su composición. El PBM es superior a los

valores reportados por otros autores, al emplear EB-LS. En su publicación, Patel y Madamwar reportaron la producción de  $0,38\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  adicionados al emplear suero salado (Patel & Madamwar, 1997). Mientras que en 2010, Comino, Rosso, & Riggio, reportaron la producción de  $0,119\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ , rendimiento que aumentaron hasta  $0,240119\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  en 2012.

**Figura 9.** Digestión Anaerobia del lactosuero usando Estiércol Bovino y Relación Volumétrica Inóculo-Sustrato 70/30.



No obstante, el rendimiento de la producción de biogás se puede aumentar mediante la aplicación de alternativas como la codigestión anaerobia. En consecuencia, el siguiente capítulo está enfocado en la búsqueda de un sistema de CoDA que permita mejorar la producción de metano.

#### 1.4. CONCLUSIONES

El estudio comparativo de la degradación anaerobia del lactosuero empleando estiércol bovino y lodo de planta de tratamiento de aguas residuales, como inóculos, evidenció que el estiércol bovino garantiza la mayor producción de metano a partir del lactosuero. Las actividades hidrolíticas para celulosa y lactosa, y la actividad metanogénica de este inóculo ( $0,053\text{ g-DQO/g-SSV}\cdot\text{día}$ ,  $0,049\text{ g-DQO/g-SSV}\cdot\text{día}$  y  $0,102\text{ g-DQO/g-SSV}\cdot\text{día}$ , respectivamente) determinan el arranque de la producción de metano a partir de lactosuero y corroboran que posee las características requeridas para su digestión anaerobia.

La relación volumétrica inóculo-sustrato 70/30 alcanzó una producción acumulada de 528mL de metano a los 30 días de digestión y permitió obtener un potencial de biometanización del lactosuero de  $0,418\text{m}^3/\text{kg-SV}$ , demostrando una alta actividad microbiológica del estiércol bovino bajo esta relación, dado que este potencial representa el 53,6% del metano teórico esperado para el lactosuero según su composición.

La degradación del contenido de materia organica se evidenció al cuantificar la remoción de SV en un 30% respecto a los sólidos volátiles de la mezcla adicionada al reactor, correspondiendo el valor de remoción al 97% de los sólidos de lactosuero adicionados.

El monitoreo de las variables: azúcares reductores, ácidos grasos volátiles, la relación AGV/AT, los sólidos volátiles y pH, durante 30 días permitió evidenciar la estabilización del lactosuero mediante digestión anaerobia alcanzando la degradación del 74% de los azúcares reductores y la remoción del 30% de los sólidos volátiles adicionados al sistema como lactosuero..

## 2. CAPÍTULO: CODIGESTIÓN ANAEROBIA DEL LACTOSUERO - EVALUACIÓN DE DIFERENTES COSUSTRATOS.

El mejoramiento de los procesos de DA ha sido el objetivo de diversas investigaciones en la última década. En este sentido, las propuestas estudiadas buscan aumentar la velocidad de hidrólisis e incluyen la implementación de pretratamientos físicos, químicos y biológicos, o su combinación para alcanzar mayor efectividad en la producción de biogás (Zheng, Li, Li, Yang, & He, 2009). Sin embargo, en sustratos como el LS, donde la acidogénesis, representa la etapa limitante del proceso la mejor alternativa para aumentar el rendimiento de metano es la codigestión (Comino, Riggio, & Rosso, 2012).

En este estudio se utilizaron como cosustrato melaza de caña (MC), gallinaza de jaula (GJ) y estiércol bovino aclimatado al lactosuero, por ser productos residuales de la agroindustria y de bajo costo.

Es de notar que la melaza de caña MC fue seleccionada como cosustrato con base en su elevada biodegradabilidad ( $DQO/DBO_5 < 3$ ), aporte de nitrógeno (300-800mg/L) y materia orgánica al sistema (20-60 g-DQO/L), mientras que la gallinaza de jaula GJ es un tipo de estiércol que aporta principalmente nitrógeno libre al reactor (Gelegenis, Georgakakis, Angelidaki, & Mavris, 2007).

Por otra parte, la aclimatación del inóculo corresponde a su adaptación al consumo de un sustrato complejo, con el fin de favorecer su degradación. Dado que la hidrólisis de proteínas como la caseína, en polipéptidos y aminoácidos; en condiciones anaeróbicas es más lenta que la hidrólisis de la lactosa (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991), la velocidad de hidrólisis de caseína depende de la aclimatación del inóculo según lo especificado por Perle, Kimchie, & Shelef, (1995) y Vidal, Carvalho, Méndez, & Lema, (2000).

En este capítulo, se presentan los resultados obtenidos en los ensayos de CoDA EB-LS-MC (Melaza de caña) EB-LS-GJ (Gallinaza de jaula) y LS-EBA (Estiercol bovino aclimatado), manteniendo constante la RISV 70/30 y las condiciones de operación en *Batch* establecidas para la DA en el capítulo anterior.

## **2.1. CODIGESTIÓN ANAEROBIA (CoDA)**

Actualmente uno de los temas de investigación más relevante en el estudio de la digestión anaerobia es la codigestión anaerobia (CoDA) (Mata-Alvarez, Dosta, Macé, & Astals, 2010). Su principal objetivo consiste en mejorar el rendimiento de biogás del proceso haciendo uso de las instalaciones existentes, lo que se traduce en una mayor cantidad de energía producida en las unidades de cogeneración (Pavan, Bolzonella, Battistoni, & Cecchi, 2007).

En términos prácticos, la CoDA no es solo una simple DA, puesto que cada sustrato aporta problemas de inhibición particulares, que precisan seleccionar una excelente proporción entre las mezclas de sustratos con el fin de favorecer el sinergismo entre el balance de nutrientes y humedad, y los microorganismos presentes en el sistema. Así mismo, esta mezcla debe evitar inhibiciones por presencia de amonio u otros componentes, y permitir la degradación de lípidos (Mata-Alvarez, Dosta, Macé, & Astals, 2010).

Así mismo, la CoDA permite aumentar la capacidad de amortiguación del sistema, suplir la descompensación de factores que pueden provocar el colapso del proceso, favorecer la modulación de la carga orgánica biodegradable y mejorar el contenido de nutrientes del digestato (Monou, Kythreotou, Fatta, & Smith, 2009) (Carrhá L, van Haandel, Zeeman, & Lettinga, 2006).

La efectividad de la CoDA depende de las características del cosustrato seleccionado. Por lo general, se selecciona un cosustrato con características complementarias al sustrato que garantice la obtención de una mezcla con condiciones óptimas para el desarrollo de las matrices microbianas (Mata-Alvarez, Dosta, Macé, & Astals, 2010). Los cosustratos más utilizados en CoDA corresponden a lodos residuales, estiércoles, residuos sólidos urbanos y residuos agroindustriales los cuales permiten aumentar los rendimientos de metano hasta en un 100%. (Mata-Alvarez, Dosta, Macé, & Astals, 2010). En la tabla 10 se presentan los potenciales de biometanización para diferentes mezclas de estos cosustratos.

**Tabla 10.** Producción de metano mediante la CoDA de residuos

<b>Residuo</b>	<b>Producción de metano (m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kg SV)</b>	<b>% incremento en la producción de metano</b>	<b>Referencia</b>
<b>RSU + lodo digerido</b>	0,45	200	(Kabouris, <i>et. al</i> , 2009)
<b>Pulpa de remolacha azucarada+ Estiércol Bovino</b>	0,28	12	
<b>Hojas de remolacha azucarera + estiércol bovino</b>	0,49	96	(Fang, <i>et. al</i> , 2010)
<b>Azúcar de remolacha + estiércol bovino</b>	0,50	100	
<b>Lodo+ Ensilaje de Maíz</b>	0,50	25	(Nges, <i>et. al</i> , 2011)
<b>Glicerol +Estiércol de cerdo</b>	0,45	125	(Astals, <i>et. al</i> , 2012)
<b>Sisal + desechos de pescado</b>	0,39	94	(Mshandete, <i>et. al</i> , 2004)
<b>Lactosuero + estiércol bovino</b>	0,61	55	(Comino <i>et. al</i> , 2013)
<b>Residuos de restaurantes + Residuos de poda</b>	0,43	20	(Guangging, <i>et. al</i> , 2009)
<b>Residuos de restaurantes + Lodo residual</b>	0,41	170	(Chenxi, <i>et. al</i> , 2011)

Finalmente, la codigestión permite el uso de las instalaciones existentes para incrementar la producción de biogás, lo que se traduce en un mayor rendimiento energético producido en las unidades de cogeneración. Esto representa un gran interés industrial desde el punto de vista técnico y económico (Lobato F, 2012).

### **2.1.1. Codigestión anaerobia del LS**

Los estudios sobre la CoDA empleando LS se han reportado a partir del 2007, con las investigaciones realizadas por Gelegenis y colaboradores, quienes evaluaron la producción de biogás a partir de la CoDA LS-GJ<sub>D</sub> (Gallinaza de jaula diluida) y

sin adicionar productos químicos para la regulación del pH. En este estudio la producción de biogás se mantuvo estable al variar la fracción de LS, respecto a la GJ, pero manteniendo constante el contenido de SV de la mezcla. Adicionalmente, los autores establecieron como límite de seguridad para el reactor a escala piloto, el uso de la fracción en SV del 50% de LS (Gelegenis, Georgakakis, Angelidaki, & Mavris, 2007). En el mismo año, Gelegenis y Samarakou presentan una conferencia en el WSEAS *Transactions on systems* donde predicen la producción de metano a partir de la codigestión entre el LS y estiércol bovino (Gelegenis & Samarakou, 2007)

Posteriormente, Comino, Rosso y Riggio desarrollaron un digestor anaerobio a escala piloto en el cual se estudió la CoDA EB-LS, obteniendo un rendimiento total de metano de  $0,211\text{-m}^3/\text{kg-SV}$ . Las pruebas realizadas evidenciaron el buen potencial del uso de la mezcla de EB-LS para la producción de biogás. (Comino, Rosso, & Riggio, 2009)

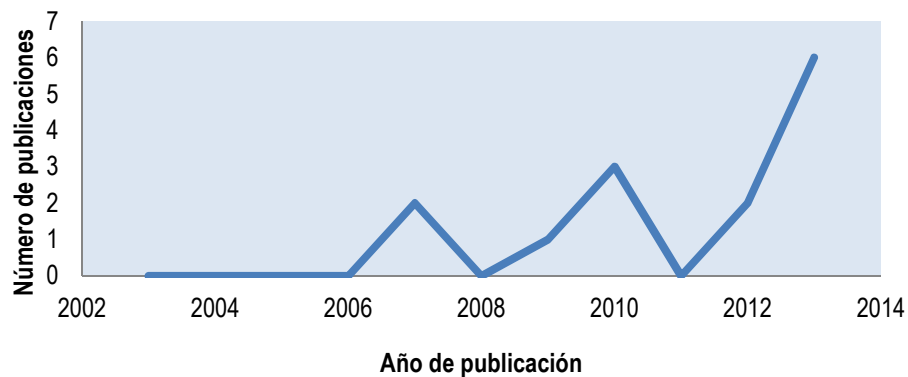
Más tarde, en el 2010, Akassou y colaboradores estudiaron la CoDA de diferentes proporciones de aguas residuales de una destilería de vino, EB y LS, obteniendo hasta  $0,172\text{-m}^3/\text{kg-SV}$  (Akassou, Kaanane, Crolla, & Kinsley, 2010). Por otro lado, Kavacik y Topaloglu establecieron que las ventajas de la CoDA LS-EB, se basan en el contenido de materia orgánica biodegradable del LS y la concentración de lípidos en el EB, concluyendo además, que trabajar con EB fresco puede provocar la acidificación del reactor. (Kavacik & Topaloglu, 2010)

Los resultados del estudio realizado en 2012 por Comino, Riggio y Rosso, muestran que la producción de metano durante la CoDA LS-EB sin adición de químicos para la regulación del pH es posible. En este estudio, se obtuvo un rendimiento de metano de  $343,43\text{-L/kg-SV}$  al emplear una mezcla 50/50 EB-LS, concluyendo que esta combinación tiene el potencial de energía típico de la codigestión de los cultivos energéticos y los residuos ganaderos. Incluso recomiendan depositar el digestato en un contenedor que permita atrapar las emisiones, dado que la producción de metano continua tras la codigestión controlada (Comino, Riggio, & Rosso, 2012).

Adicionalmente, en el estudio realizado por Hublin, Zokić y Zelić, se estudiaron diferentes relaciones de LS-EB, variando también el pH y la concentración de bicarbonato adicionado. Los mejores resultados fueron obtenidos al emplear 10% en volumen de LS y adicionando  $5\text{ g/dm}^3$  de bicarbonato a la mezcla de reacción. (Hublin, Zokić, & Zelić, 2012)

Durante el 2013, el número de publicaciones al respecto de la codigestión anaerobia del LS aumentó, hallándose la publicación de seis estudios, como se muestra en la figura 10. Uno de ellos el estudio realizado por Luo y Angelidaki. En este trabajo se analizó desde el punto de vista del rendimiento de metano y la presencia de microorganismos, tras la adición de hidrogeno a la codigestión de EB y LS. Encontrando favorecer el contenido de metano en la producción de biogás y mantener el pH del sistema en el rango de 7,7 y 7,9. Adicionalmente, en el mismo trabajo, estudiaron el efecto de la agitación sobre la producción de biogás, encontrando que para conseguir una distribución homogénea de sustrato, enzimas y microorganismos se requiere una agitación media (150 rpm) no muy intensa (300 rpm), resultado que indica que la utilización de un mezclado con mayor intensidad puede tener efectos adversos para la digestión, ya que altera la estructura de flóculos microbianos y las relaciones entre los microorganismos. (Luo & Angelidaki, 2013)

**Figura 10.** Comportamiento de las publicaciones de codigestión anaerobia del LS.



Fuente: La autora tomando como referencia base de datos Scopus

A su vez, Shilton y colaboradores, estudiaron como alternativa de mejoramiento en el rendimiento de producción de biogás el uso de EB para estabilizar el sistema CoDA LS-LPTAR, encontrando un aumento en la producción de biogás del 151% al codigestar LS-LPTAR (0,25/1). Este rendimiento se elevó a 208% cuando se adicionaron productos químicos para favorecer la estabilidad del pH. En un último experimento se adicionó EB como sustituto de los productos químicos en relación 1/0,8/0,2 de LPTAR-LS-EB, respectivamente, encontrando que la producción de biogás aumentó en 268% con relación al rendimiento de biogás durante la digestión del LPTAR sin adición de cosustrato. (Shilton, Powel, Broughton, & Pratt, 2013)

En otro estudio, Hublin y Zelić analizaron la influencia de la temperatura, el pH y la concentración de sustrato sobre la producción de biogás, para finalmente desarrollar un modelo matemático que describe la hidrólisis de las proteínas, los lípidos y la celulosa de la CoDA LS-EB. La aplicabilidad del modelo se demuestra comparando los resultados experimentales con los de la simulación (Hublin & Zelić, 2013).

Paralelamente, en el trabajo desarrollado por Powell y colaboradores se evaluó el efecto del almacenamiento de LS a temperatura ambiente sobre su composición y el rendimiento de biogás durante la CoDA LS-LPTAR. Los resultados mostraron que durante el almacenamiento el LS se acidifica, formando acetato, propionato y butirato y reduciendo en consecuencia la DQO en un 9%. La digestión del LPTAR produjo entre 0,18 y 0,23 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kg de DQO adicionado. Durante la CoDA LS-LPTAR<sub>fresco</sub> y CoDA LS-LPTAR<sub>almacenado</sub>, se observó la contribución del LS en la producción de 0,29 m<sup>3</sup>-CH<sub>4</sub>/kg-DQO-LS (Powell, Broughton, Pratt, & Shilton, 2013).

En la última investigación publicada, las aguas residuales de la producción del queso actúan como cosustrato, al igual que residuos de huevo, orujo de uva, residuos de leche y residuos de pasta, en la codigestión con una mezcla espesa de estiércol de diferentes tipos y ensilado de hierba, encontrando los mejores rendimientos de biogás al emplear orujo de uva, dado el balance de masas encontrado en las mezclas realizadas (Camarillo, Stringfellow, Spier, Hanlon, & Domen, 2013).

Adicionalmente, Traversi y colaboradores, presentan la revisión de los diferentes avances ambientales debido a la integración de las industrias alimentarias, caso particular del sector lácteo, y la digestión anaerobia para la producción de biogás, que incluye un modelo de CoDA LS-EB y residuos de derivados lácteos (Traversi, y otros, 2013).

En el caso particular del LS, el cosustrato debe aumentar la relación C/N responsable de la baja producción de metano. Así mismo, debe aumentar la capacidad de amortiguación del pH, que permita respaldar la caída de pH durante la hidrólisis (Sierra Rios, 2013) (Comino, Riggio, & Rosso, 2012) (Chenxi, Champagne, & Anderson, 2011).

## 2.2. DESARROLLO METODOLÓGICO

### Actividad 1. Aclimatación del inóculo al lactosuero

El inóculo potencializado EB fue aclimatado o adaptado al consumo de LS, teniendo en cuenta que la presencia de caseína en el lactosuero puede afectar la disponibilidad del sustrato en el proceso de DA, según lo especificado por Perle, Kimchie, & Shelef, en 1995. La aclimatación tuvo lugar por periodo de 30 días en un reactor de 3 litros, bajo condiciones anaerobias a 39°C, a partir de la adición de LS al EB en concentraciones del 10%. Al lodo resultante de la adaptación se le llamó Estiércol Bovino Aclimatado (EBA).

### Actividad 2. Codigestión anaerobia del lactosuero con residuos agroindustriales

Los cosustratos utilizados fueron Melaza comercial (MC) obtenida en una casa comercial y Gallinaza de Jaula (GJ), proveniente de la granja avícola Bellavista Horizontes, localizada en el municipio de Piedecuesta, Mesa de los Santos-Santander. La caracterización fisicoquímica de los cosustratos se presenta en la tabla 11.

**Tabla 11.** Caracterización fisicoquímica de los cosustratos

Parámetro	Melaza comercial	Gallinaza de jaula <sup>8</sup>	EBA
Ph	5,00	7,86	7,40
SV	1170g/L	130g/L	42,25g/L
Densidad	1450 kg/m <sup>3</sup>	1,048g/L	1,03g/L
Nitrógeno total	300-800mg/L	2,23%	n.c
Materia orgánica	20-90 g-DQO/L	28,73%	n.c

Las condiciones de operación de la codigestión anaerobia del LS y cada cosustrato, se presentan en la tabla 12 (Luo & Angelidaki, 2013) (Angelidaki, y otros, 2009) El pH de las mezclas LS-MC y LS-GJ se ajustó a 7.0 usando una solución concentrada de NaOH.

En los experimentos la cantidad de inóculo EB en el reactor se mantuvo constante, correspondiendo al 70% en volumen del sistema, según los resultados de la DA. En cada caso el cosustrato se adicionó en diferentes proporciones manteniendo

<sup>8</sup> Compilación datos GJ (Sierra Rios, 2013)

constantes los SV de la mezcla del LS adicionado en la DA, de manera que se establezca la composición LS-MC y LS-GJ con mayor producción de biogás.

**Tabla 12.** Condiciones de operación del proceso de CoDA con residuos agroindustriales.

Parámetro	CoDA EB-LS-MC			CoDA EB-LS-GJ	
Volumen de inóculo (EB <sup>9</sup> )	24,5mL				
RISV	70/30				
Temperatura	39°C ± 2°C				
Volumen de reactor/operación	50mL/35mL				
Agitación	Intermitente y manual				
Tiempo de reacción	30 días				
Concentración de NaOH	0,02N				
Fracción en SV	$\frac{g\ SV\ LS}{g\ SV\ MC}$			$\frac{g\ SV\ LS}{g\ SV\ GJ}$	
	70/30	55/45	35/65	96/4	93/7
Fracción en mL	$\frac{mL\ LS}{mL\ MC}$			$\frac{mL\ LS}{mL\ GJ}$	
	98/2	96/4	92/8	97/3	95/5

La evolución y estabilidad del proceso se monitoreo cuantificando las variables ART, AGVT, AT, pH, AGVT/AT y SV. La producción de biogás se evaluó usando el método de desplazamiento alcalino de metano durante 30 días. (American Public Health Association, 1998) (Demirer G & Chen, 2005)

### Actividad 3. Codigestión anaerobia del lactosuero con estiércol bovino aclimatado

Las condiciones de operación de la CoDA LS-EBA, se presentan en la tabla 13. En los experimentos se evaluó la influencia de la mezcla LS-EBA sobre la producción de biogás, usando la RISV 70/30 (Luo & Angelidaki, 2013) (Shilton, Powel, Broughton, & Pratt, 2013).

La evolución y estabilidad del proceso se monitoreo cuantificando las variables ART, AGVT, AT, pH, AGVT/AT y SV. La producción de biogás se evaluó usando el

<sup>9</sup> 76,07 g SV/L EB  
n.c = No cuantificado

método de desplazamiento alcalino de metano durante 8 días. (American Public Health Association, 1998) (Demirer G & Chen, 2005)

**Tabla 13.** Condiciones de operación del proceso de CoDA con EBA

<b>Parámetro</b>	<b>CoDA LS-EBA</b>
Volumen de inóculo (EBA <sup>10</sup> )	24,5mL
RISV	70/30
Temperatura	39°C ± 2°C
Volumen de reactor	50mL
Volumen de operación	35mL
Agitación	Intermitente y manual
Tiempo de reacción	30 días
Concentración de NaOH	0,02N

## **2.3. RESULTADOS Y ANÁLISIS**

### **2.3.1. Evaluación de la CoDA del lactosuero con residuos agroindustriales**

#### **2.3.1.1. CoDA del lactosuero con melaza de caña (MC)**

En los experimentos de CoDA LS-MC la melaza se adicionó en las proporciones especificadas en la tabla 12. Los resultados publicados por Fang, Boe y Angelidaki, permitieron fijar los rangos de trabajo para la concentración de melaza (Fang, Boe, & Angelidaki, 2011).

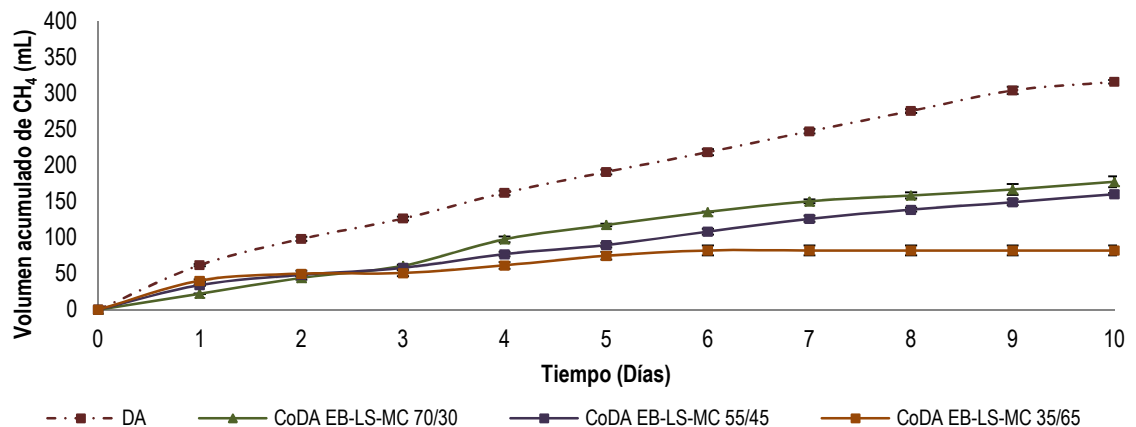
En la figura 11, se presentan los resultados de la producción de metano durante la CoDA LS-MC para cada una de las proporciones LS-MC evaluadas. En todos los ensayos, las gráficas presentan tendencia creciente en la producción de metano, demarcándose el arranque del proceso para la DA del lactosuero a partir del primer día, experimento que durante el tiempo de experimentación muestra la mejor producción de metano. Las CoDA LS-MC de proporciones 70/30 y 55/45, evidencian su arranque a partir del día 3 de reacción y mantienen una producción creciente durante el ensayo, pero con una menor tasa de producción que la DA.

Por otra parte, la cinética de producción de la CoDA LS-MC 35/65, evidencia una producción estable de biogás a partir del sexto día de digestión, cuantificándose

<sup>10</sup> 42,25 g SV/L EBA

su producción máxima en 82mL de metano. Esta cantidad, resultó ser inferior a la obtenida por la autodegradación del EB (120mL) al cabo de los 10 días de experimentación, lo cual indica que los microorganismos no se adaptaron a la MC, y debido a su presencia, el sistema colapsó (Fang, Boe, & Angelidaki, 2011).

**Figura 11.** Producción de metano en CoDA LS-MC.



Es de notar que la MC fue seleccionada como cosustrato por ser una fracción fácilmente hidrolizable que contribuye a la producción y acumulación de AGV, Teniendo en cuenta la presentación líquida y características del LS, se esperaría que componentes potencialmente inhibitorios de la MC, como el fósforo y el potasio, se pudieran diluir, disminuyendo su toxicidad o potencial inhibitorio en el proceso de CoDA (Baez, 2006).

Sin embargo, como se puede observar en la tabla 14, el PBM obtenido para cada proporción LS-MC evidencia una tendencia decreciente al aumentar el contenido de MC (en SV) respecto al LS en cada sistema. Los resultados obtenidos señalan que los microorganismos presentaron baja afinidad a la MC, pero continuaron su función a tasas más bajas, es decir, crecimiento en condiciones sub-óptimas (Fang, Boe, & Angelidaki, 2011).

Teniendo en cuenta que la concentración total de MC en el sistema LS-MC 35/65 no supera el 3.35%, no se puede generalizar en el proceso con respecto a las concentraciones de melaza dado que para este trabajo el máximo PBM fue de  $0,054\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  y otros investigadores al trabajar la CoDA EB-AR (azúcar de remolacha) en una proporción del 5%, presentan PBM de  $0,3\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  (Fang, Boe, & Angelidaki, 2011), con lo cual se concluye que la inhibición depende de la

matriz del cosustrato y su composición. En el caso del azúcar de remolacha (AR) la concentración de SV en el sistema no debe superar el 15%, esto con el fin de evitar inhibición por exceso de materia orgánica.

**Tabla 14.** Producción acumulada de metano en la CoDA del LS usando MC

Sistema	Relación gSV- LS/gSV-MC	Relación mL-LS/mL- MC	Volumen acumulado de CH <sub>4</sub> (mL)	PBM (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV)
EB	0	0	120,0	-
DA	100/0	100/0	315,5	0,296
CoDA LS- MC	70/30	98/2	177,0	0,000
	55/45	96/4	160,0	0,039
	35/65	92/8	82,0	0,054

Finalmente, con base en los resultados obtenidos, se considera que la adición de MC al sistema de digestión del LS, CoDA LS-MC, disminuye el PBM. Así mismo, se observó que la tasa de producción de metano en este sistema es menor que en el caso de la DA LS. Por lo tanto, la MC no representa un cosustrato adecuado para aumentar los rendimientos de la producción de metano en el sistema EB-LS.

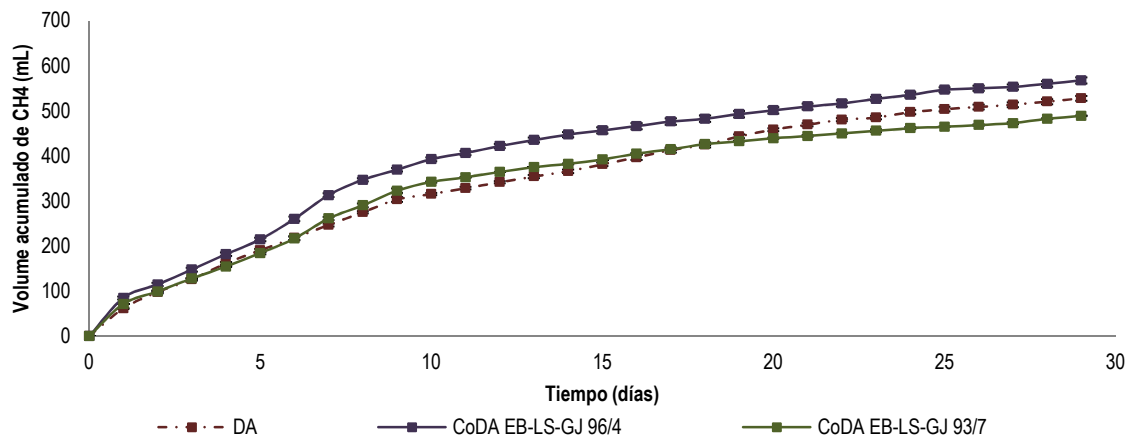
### 2.3.1.2. CoDA del lactosuero con Gallinaza de jaula (GJ)

En la figura 12, se presentan los resultados de la producción de metano durante la CoDA LS-GJ para cada una de las proporciones LS-MC evaluadas, manteniendo constante la cantidad de EB, como se especificó en la tabla 10. Las gráficas presentan tendencia creciente en la producción de metano que continua en aumento al cabo de 30 días.

Se observa, que la mayor tasa de producción de metano corresponde a la CoDA LS-GJ 96/4, superando en 39,8mL la producción de metano por la digestión. Sin embargo, al aumentar la concentración de GJ en el sistema (CoDA EB-LS-GJ 93/7), se observa el decaimiento en la tasa de producción, lo que indica que las condiciones del medio de crecimiento y desarrollo de los microorganismos se vieron afectadas por la concentración de GJ, durante el tiempo de digestión, alcanzando una producción estable de 489mL (Fang, Boe, & Angelidaki, 2011).

En este sentido, la adición de gallinaza en proporción 96/4 LS-GJ, mejoró las condiciones del sistema CoDA LS-GJ, aumentando el PBM de  $0,418 \text{ m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  a  $0,551 \text{ m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  (Tabla 15). Los resultados indican el positivo efecto sinérgico logrado en el sistema, debido a que la gallinaza de jaula es un tipo de estiércol que aporta principalmente nitrógeno libre al reactor mientras que el nitrógeno presente en el LS es netamente orgánico producto de las deficiencias en la coagulación de las proteínas durante el proceso de fabricación del queso (Gelegenis, Georgakakis, Angelidaki, & Mavris, 2007) (Perle, Kimchie, & Shelef, 1995)

**Figura 12.** Producción de metano en CoDA LS-GJ.



Así mismo, la caracterización de la gallinaza empleada en esta investigación<sup>11</sup>, señala que la muestra contiene 2.23% de nitrógeno total, del cual se presume un 1.82% corresponde a nitrógeno amoniacal, según la caracterización reportada por (Gelegenis, Georgakakis, Angelidaki, & Mavris, 2007). En este sentido y teniendo en cuenta las diluciones realizadas para la obtención de la proporción 96/4 LS-GJ, el sistema CoDA LS-GJ 96/4 contiene 160mg/L de nitrógeno amoniacal, cantidad que se encuentra dentro del rango benéfico para el crecimiento de las bacterias metanogénicas (McCarty, 1964).

Se destaca que se alcanzó una producción específica de metano de  $0,551 \text{ m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  adicionados durante 30 días de digestión para el sistema CoDA LS-GJ 96/4. Estos resultados son superiores a los reportados por otros autores. En su

<sup>11</sup> Caracterización reportada por (Sierra Rios, 2013).

publicación, Patel y Madamwar reportaron la producción de  $0,38\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  adicionados al emplear suero salado (Patel & Madamwar, 1997). Mientras que Borowski & Weatherley alcanzaron un rendimiento de  $0,384\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  adicionados mediante la CoDA entre el LPTAR y la GJ, encontrando que la producción de metano no aumenta al adicionar GJ a la mezcla de reacción (Borowski & Weatherley, 2013). Así mismo, en la investigación realizada por Gelegenis y colaboradores, donde se logró estabilizar el reactor al cabo de 60 días, y después de 120 días de reacción, se alcanzó la producción de  $0,50\text{ m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  usando una relación 35% LS y 65% GJ (Gelegenis, Georgakakis, Angelidaki, & Mavris, 2007).

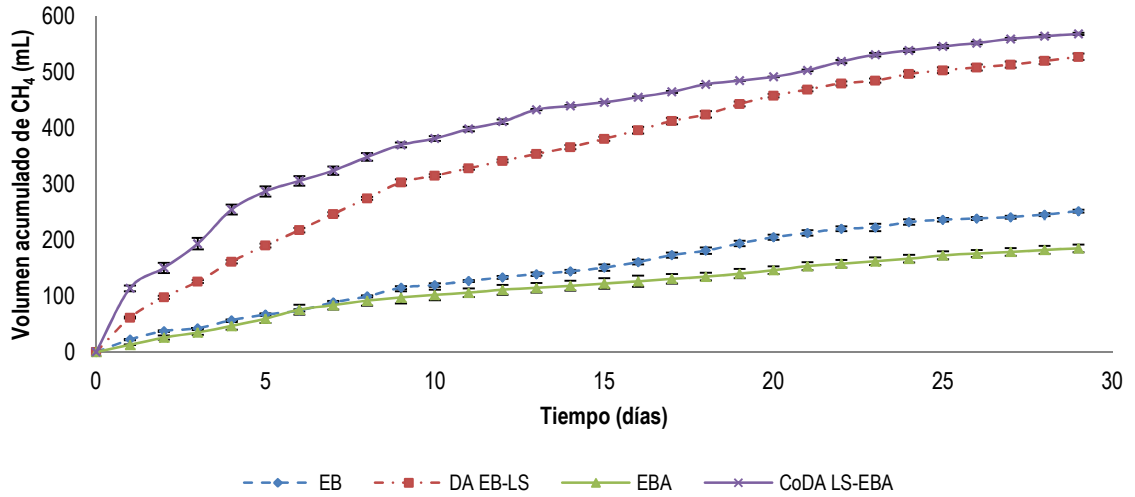
**Tabla 15.** Producción acumulada de metano en la CoDA del LS usando GJ

Sistema	Relación SV LS/SV GJ	Relación mL LS/mL GJ	Volumen acum. de CH <sub>4</sub> (mL) [10 días]	Volumen acum. de CH <sub>4</sub> (mL) [29 días]	PBM (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV) [29 días]
EB	0	0	120,0	252,3	-
DA	100/0	100/0	315,5	528,2	0,418
CoDA LS-GJ	96/4	97/3	393,0	568,0	0,551
	93/7	95/5	342,5	489,2	0,410

### 2.3.2. Estudio de codigestión anaerobia del lactosuero con estiércol bovino aclimatado

Los resultados de la producción de metano durante la CoDA EBA-LS en proporción 70/30 se muestran en la figura 13 y en la tabla 16. Las cinéticas de producción de la DA y la CoDA, evidencian un aumento del rendimiento de producción de metano desde  $0,418\text{ m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  en la DA, hasta  $0,582\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  en la CoDA EBA-LS. Estos resultados indican el aumento en la capacidad del inóculo para biodegradar anaeróbicamente el LS, tal como ocurre al emplear reactores en continuo, donde, consecutivamente la carga orgánica en el digestor va aumentando con el fin de favorecer la producción de metano, evitando cambios drásticos que puedan ocasionar su inhibición (Patel & Madamwar, 1997).

**Figura 13. CoDA del LS usando EBA**



Las curvas que describen el comportamiento creciente de la autodegradación de EB y EBA, denotan mayor producción de metano por el EB (252mL) que por el EBA (185mL). Estos resultados advierten que la aclimatación produjo la disminución de la producción de metano en 26,5%, en coherencia con la disminución del 27,2% de los SV presentes en los inóculos (EB: 76.07g-SV/L y EBA: 42.25g-SV/L).

**Tabla 16. Producción acumulada de metano en la CoDA del LS usando EBA**

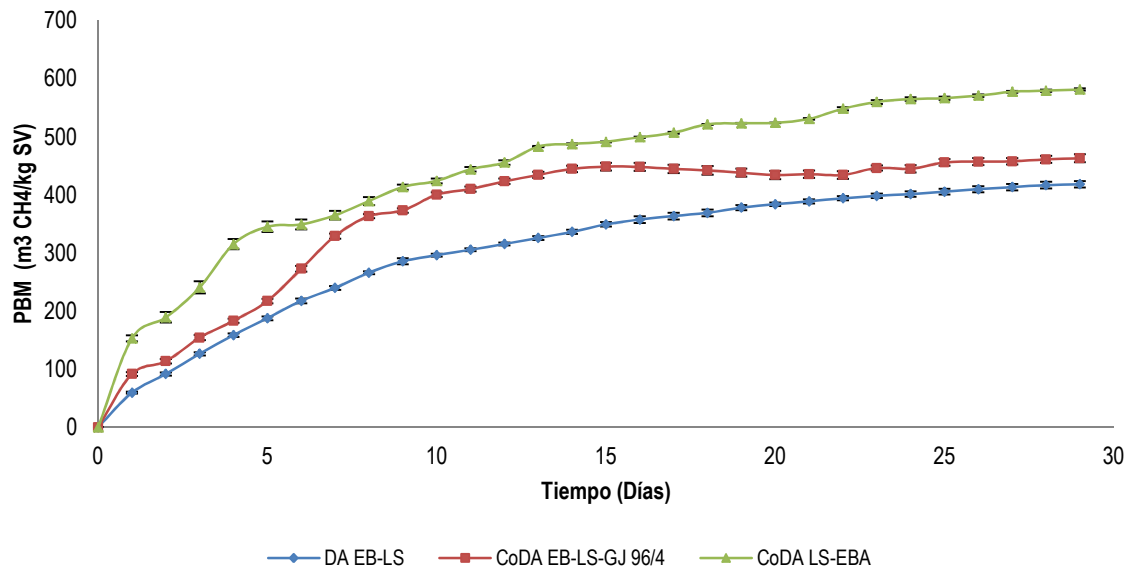
Sistema	Relación SV EBA/SV LS	Relación mL EBA/mL LS	Volumen acum. de CH <sub>4</sub> (mL)	PBM (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV) [35 días]
EB	1,86	70	252,3	-
DA	1,86/0,46	70/30	528,2	0,418
EBA	1,04	70	185,4	-
<b>CoDA EBA-LS</b>	<b>1,04/0,46</b>	<b>70/30</b>	<b>569,1</b>	<b>0,582</b>

### 2.3.3. Selección del mejor sistema de CoDA

La selección del mejor sistema de CoDA, se realizó con base en la producción específica de metano. En este sentido, en la figura 14, se relacionan los resultados de los experimentos que permitieron aumentar el PBM obtenido en la DA, los

sistemas CoDA LS-GJ 96/4 ( $0,463\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ ) y CoDA EBA-LS ( $0,582\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ ).

**Figura 14.** PBM asociada al sustrato en los sistemas de CoDA LS-GJ Y CoDA EBA-LS



Los resultados evidencian que el PBM del sistema de codigestión EBA-LS alcanza un mejor desempeño comparado con los rendimientos obtenidos para la DA. Lo anterior indica que el tratamiento de aclimatación del estiércol bovino fue efectivo para el proceso de DA porque favorece la degradación de la materia orgánica de difícil degradación, proteínas y grasas y en consecuencia hay un mayor aprovechamiento que se traduce en el aumento del biogás producido (Vidal, Carvalho, Méndez, & Lema, 2000).

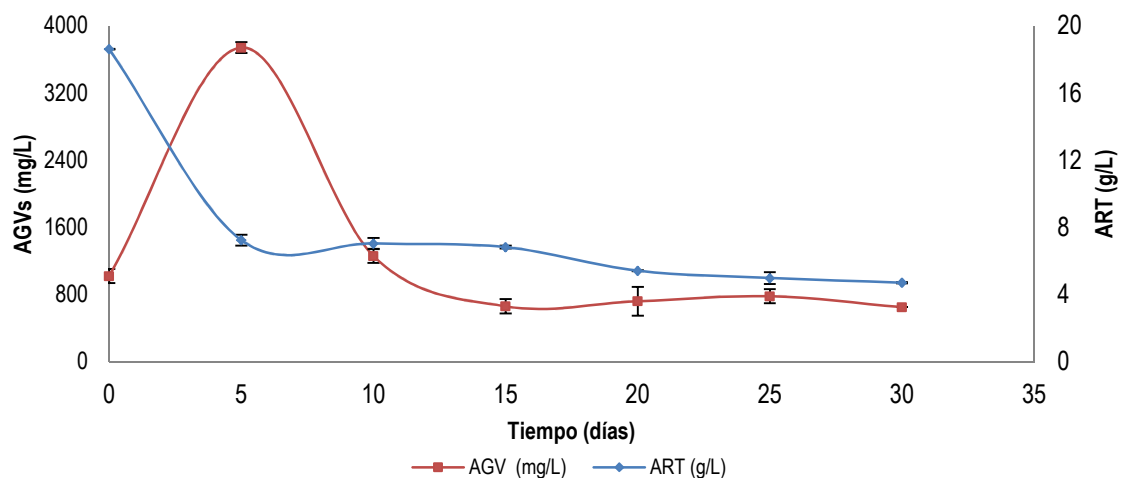
Particularmente, en el caso de la CoDa LS-GJ el máximo PBM alcanzado fue de, alcanzando el estado estable al día 15 de la CoDA. Aunque los resultados obtenidos señalan el aumento en el PBM respecto a la DA, el empleo de la CoDA EBA-LS evidencia tener una tasa de producción que aún no se ha estabilizado al cabo de 30 días, indicando la favorabilidad de las condiciones y la posibilidad de ampliar el tiempo de DA con el fin de aumenta el PBM de la CoDA.

De acuerdo a los resultados obtenidos durante esta etapa de la investigación, se demostró que el proceso de CoDA EBA-LS alcanzó la mayor producción

específica de metano. Por esta razón se procedió a evaluar la estabilidad de este proceso.

La estabilidad del proceso de CoDA EBA-LS, fue evaluada mediante el análisis de las variables AGVs, ART, AGV/AT, pH y SV. La figura 16 presenta la variación de las concentraciones de ART y AGV durante el tiempo de operación. La gráfica de AGVs presenta una elevada acumulación en la CoDA, llegando a 3700mg/L el quinto día de reacción, posteriormente la concentración de AGVs se reduce manteniéndose en una concentración promedio de 780mg/L al cabo de 10 días. Estos valores evidencian que en el sistema de CoDA, al igual que en la DA no se presentó inhibición por concentración de AGVs, manteniéndose siempre por debajo de 6000mg/L (Appels, Baeyens, Degreve, & Dewil, 2008).

**Figura 15.** Monitoreo del comportamiento de los AGV y ART en la CoDA del LS usando EBA

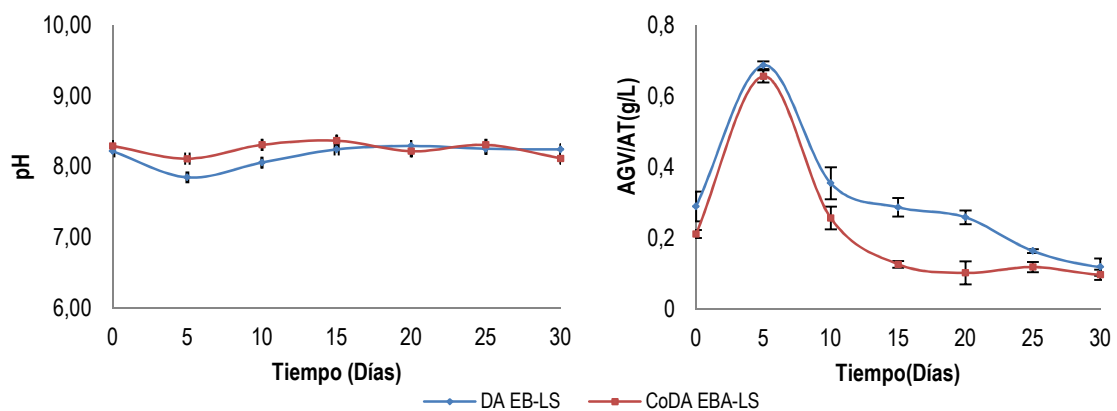


La alta concentración inicial de ART favorece el arranque del proceso y promueve el buen funcionamiento del reactor, debido a su fácil metabolización. En la gráfica 15 se observa como los periodos de consumo de ART se encuentran relacionados con la producción de AGVs, lo cual concuerda con el metabolismo de las bacterias facultativas e indica la adecuada actividad enzimática del consorcio microbiano empleado (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011). Adicionalmente se observa la simultaneidad de las etapas de consumo de ART y producción de AGVs.

En la figura 16 se presentan los resultados obtenidos al monitorear el pH de la CoDA EBA-LS. Se observa que el pH se mantuvo en el rango de 7,8 a 8,3 para los

procesos de DA y CoDA. Estos intervalos son propios de la digestión anaerobia, y adecuados para el crecimiento microbiano. Puede observarse como el mínimo en el valor del pH para los sistemas evaluados corresponden con los máximos en la relación AGVT/AT, al quinto día de reacción como resultado de la biodegradación del sustrato. Sin embargo, las gráficas evidencian la estabilización del proceso para la producción de metano a partir del décimo día de reacción, cuando la relación AGVT/AT se mantiene por debajo de 0,4, según lo estipulan (Zhao & Kugel, 1996).

**Figura 16.** Monitoreo del pH y la relación AGV/AT en la CoDA del LS usando EBA



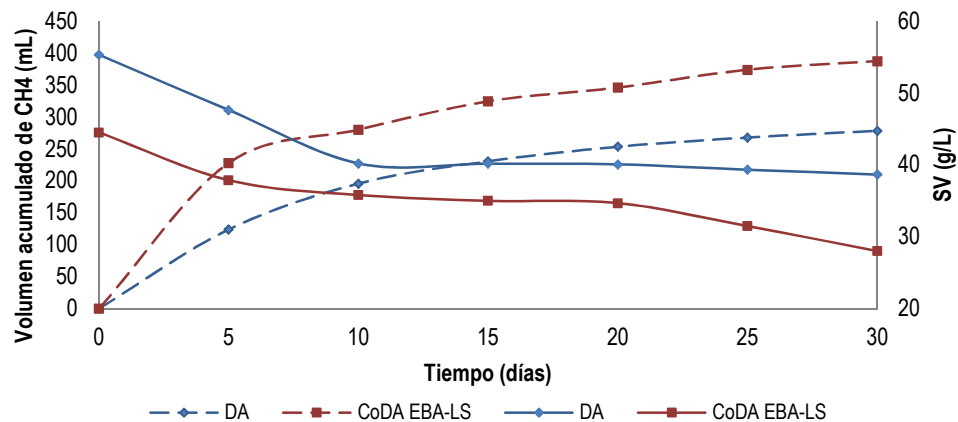
La producción de metano y degradación de sólidos volátiles para la DA y CoDA EBA-LS se muestra en la figura 17. Los resultados evidencian que la concentración de SV en los sistemas presenta una tendencia decreciente debido a la degradación del lactosuero, cuantificándose la reducción del 37% de los SV del sistema CoDA EBA-LS. Estos resultados son coherentes con la adición de LS al sistema de CoDA, dado que la concentración de SV aumenta un 38%.

Adicionalmente, se debe destacar que los resultados obtenidos para el rendimiento de producción de biogás durante los 30 días del proceso fermentativo de CoDA EBA-LS,  $0,582\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  adicionados, es superior al PBM reportado por otros autores, al emplear EB-LS. En su publicación, Patel y Madamwar reportaron la producción de  $0,38\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  adicionados al emplear suero salado (Patel & Madamwar, 1997).

En 2010, Comino, Rosso, & Riggio, reportaron la producción de  $0,119\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ , rendimiento que aumentaron hasta  $0,240\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$  en 2012 al emplear un

proceso de aclimatación en *batch* al LS durante 62 días y empleando una RISV 65/35. Durante este experimento el estiércol bovino empleado para la aclimatación no tuvo un tratamiento previo de potencialización como se realizó en este trabajo, por lo cual el contenido de SV del EB empleado era elevado (91%).

**Figura 17.** Producción de metano en el proceso de CoDA del LS usando EBA



Un vez evidenciada la estabilidad del proceso y el aumento en el rendimiento de la producción de biogás mediante la CoDA EBA-LS ( $0,582\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ ) respecto a la DA ( $0,418\text{ m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ ). En el siguiente capítulo, se plantean alternativas para el uso del efluente digerido de la CoDA con el fin de valorizar el proceso integral.

## 2.4. CONCLUSIONES

En este capítulo, se evaluaron los sistemas de codigestión lactosuero-melaza de caña, lactosuero-gallinaza y lactosuero- estiércol bovino aclimatado. La evaluación del sistema lactosuero-melaza de caña se realizó empleando las fracciones 70/30, 55/45 y 35/65, en términos de sólidos volátiles, mientras que en la codigestión entre el lactosuero y la gallinaza las fracciones utilizadas fueron 96/4 y 93/7 de sólidos volátiles. En la codigestión estiércol bovino aclimatado-lactosuero se empleó la relación volumétrica 70/30, empleada en la digestión anaerobia.

Se demostró que la codigestión anaerobia del lactosuero mejora los rendimientos de la producción de biogás. Los sistemas de codigestión que presentaron los mejores rendimientos fueron estiércol bovino aclimatado-lactosuero y lactosuero-

gallinaza de jaula 96/4, superando a la producción de metano de la digestión en 66% y 65% y al potencial de biometanización en 39.2% y 31.8%, respectivamente.

La codigestión del estiércol bovino aclimatado presentó el mayor rendimiento de producción de biogás  $0,582\text{m}^3/\text{kg-SV}$ , motivo por el cual se seleccionó como el mejor sistema de codigestión estudiado.

Se evaluó la estabilidad del sistema de codigestión, la degradación del 75% de los azúcares, la remoción del 37% de los sólidos volátiles y la relación AGV/AT inferior a 0,4 después del 10 día de digestión, demuestran que el sistema tuvo un arranque y desempeño del proceso favorable durante el tiempo de operación.

### **3. CAPÍTULO: ALTERNATIVAS DE USO DEL EFLUENTE DE LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA DEL LACTOSUERO**

El proceso de codigestión anaerobia presenta diversas ventajas entre las que se encuentran el aprovechamiento de la materia orgánica de un residuo contaminante para la producción de metano, la reducción de emisiones de dióxido de carbono y la generación de un efluente digerido que puede ser aprovechado de formas diversas según sus características fisicoquímicas y microbiológicas.

En el proceso de codigestión anaerobia tratado en el capítulo anterior, tuvo lugar la degradación biológica del sistema LS-EBA, permitiendo la producción de  $0,582\text{m}^3\text{-CH}_4/\text{kg-SV}$ . Adicionalmente, la biometanización, se genera un efluente digerido (digestato) con  $28\text{g SV/L}$ , que deriva del tratamiento fermentativo. En este capítulo se describen diferentes alternativas de utilización del lodo efluente subproducto de la CoDA LS-EBA 70/30, con el objeto de seleccionar la más viable, para su posterior utilización, haciendo de la codigestión anaerobia un proceso productivo y competitivo.

#### **3.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL DIGESTATO**

En Colombia, se generan aproximadamente 36000 toneladas-año de LS (CECODES, 2009) (Tejayadi & Cheryan, 1995) (Jelen, 1979). Si el proceso de CoDA del LS se implementará a nivel industrial se producirían anualmente, cerca de  $1,2 \times 10^5 \text{ m}^3$  de digestato. La caracterización del efluente digerido se presenta en la tabla 17.

La evaluación del contenido de sólidos en el digestato evidencia la degradación del 97% de los sólidos volátiles del LS durante el proceso de codigestión, en coherencia con el objeto de aplicación del proceso de digestión anaerobia en el cual la materia orgánica es transformada en metano. Los resultados obtenidos son coherentes con los trabajos publicados por (Malaspina, Cellamare, Stante L, & Tilche, 1996) (Gannoun, Khelifi, Bouallagui, Touhami, & Hamdi, 2008) y (Rivas, Prazeres, Carvalho, & Beltrán, 2010)

**Tabla 17.** Caracterización fisicoquímica del digestato

Parámetros		LS	Digestato <sup>12</sup>
pH		4,5-5,6	7,9
Humedad	%	96	96
SV	g/L	62,82	28
Fósforo total	g/L	1,20	0,38
Nitrógeno total	g/L	2,30	1,59

Las bajas concentraciones de nitrógeno total en el digestato (1,59g/L), son el resultado del aporte de nitrógeno por parte del EB (0,024g/L) y el LS (2,30g/L). Los datos muestran la disminución del contenido de nitrógeno en el efluente, debido a que durante la mineralización de los compuestos orgánicos nitrogenados en la CoDA el nitrógeno se solubiliza, principalmente en forma de amoníaco, lo cual determina que las concentraciones de nitrógeno amoniacal en el digestato se encuentran en el orden de 0,827g/L. Este valor, evidencia la mineralización del 52% del nitrógeno total en el efluente (Möller & Stinner, 2009). La reducción del nitrógeno total en el efluente concuerda con los datos publicados por Arévalo & Zambrano (2007)

En términos de contaminación microbiológica, la presencia de agentes patógenos específicos en el digestato, es comúnmente utilizada como indicador de la contaminación del agua y los alimentos, debido a los efectos potenciales en la salud humana y animal, sobre todo al ser depositados en tierras agrícolas. Los coliformes totales y fecales, *Escherichia coli*, estreptococos fecales y enterococos son los indicadores bacterianos más comúnmente analizados (Saunders, Harrison, Fortuna, Whitefield, & Bary, 2012) (Teglia, Tremier, & Martel, 2011) (Plata, Rivera, Castro, Guzmán, & Escalante, 2011).

Teniendo en cuenta que la digestión anaerobia es considerada, como una alternativa para el aprovechamiento de la composición fisicoquímica y reducción de agentes patógenos presentes en el estiércol, como consecuencia de las condiciones del sistema y las altas concentraciones de AGVs (Kunte, Yeole, & Ranade, 2004) (Saunders, Harrison, Fortuna, Whitefield, & Bary, 2012), las investigaciones indican que la reducción del contenido de agentes patógenos es mayor al emplear condiciones termofílicas (Resende, y otros, 2014) (Del Borghi, Converti, Palazzi, & Del Borghi, 1999). Por lo cual, se han realizado investigaciones en este sentido, analizando la permanencia de microorganismos

<sup>12</sup> Caracterización del digestato se realizó en el laboratorio de consultas industriales de la UIS.

patógenos como *salmonella*, coliformes totales, fecales y huevos de helminto a diferentes condiciones de temperatura (Kunte, Yeole, & Ranade, 2004) (Teglia, Tremier, & Martel, 2011) (Plata, Rivera, Castro, Guzmán, & Escalante, 2011).

Los resultados obtenidos por Lara e Hidalgo evidencian que por medio de la digestión anaerobia se logra la disminución del 96% de su principal bacteria, *Escherichia coli* (Lara G & Hidalgo C, 2011). Así mismo, Resende y otros, advierten la baja efectividad del proceso de DA en la reducción de patógenos ubicuos del tipo *enterococcus* y *enterobacteriaceae*, que se encuentran naturalmente en intestinos humanos y animales. Estos microorganismos se reconocen por su capacidad para sobrevivir y multiplicarse bajo condiciones de estrés y entornos hostiles, como condiciones extremas de temperatura y pH (Resende, y otros, 2014).

De acuerdo con la variación en los resultados obtenidos por las diferentes fuentes bibliográficas, con relación a la efectividad del tratamiento anaerobio sobre la reducción de los agentes patógenos presentes en el digestato, se ha contemplado el escenario definido por Jiménez, 2001, quien ha clasificado diferentes residuos, según los límites máximos permisibles de contaminantes para el uso, aprovechamiento y depósito de lodos y biosólidos, establecidos por la US EPA, ubicando los efluentes de la DA dentro de los biosólidos del tipo B (Tabla 18).

En este sentido, el digestato requiere la aplicación de un proceso de estabilización microbiológica o encalado, en el cual se neutraliza el contenido de microorganismos por adición de cal, cemento portland, cenizas volátiles o polvo de horno de cemento, con el fin de cumplir con los requisitos estipulados en la Norma CFR 40 Parte 503 (US EPA, 2000).

Tabla 18. Requerimientos microbiológicos para biosólidos según US EPA Norma CFR 40 Parte 503.

<b>Parámetros microbiológicos</b>	<b>Biosólido Clase A</b>	<b>Biosólido Clase B</b>
<b>Coliformes fecales</b>	<1000NMP/gST	<2 × 10 <sup>6</sup> NMP/gST
<b><i>Salmonella spp.</i></b>	<1000NMP/gST	No aplica
<b>Huevos de Helmintos</b>	<1 huevo/4gST	No aplica
<b>Virus entéricos</b>	<1V/4gST	No aplica

NMP: Número más probable

Fuente: US EPA Norma CFR 40 Parte 503.

Mediante el encalado se consigue elevar el pH a valores por encima de 12, lográndose la reducción del contenido de patógenos, así como de metales pesados. Tres parámetros son considerados importantes: el monitoreo de los cambios en el pH, el tiempo de contacto y la dosis de álcali utilizada, debido a la relación directa que existe entre estos parámetros y la inactivación de los microorganismos patógenos (Wang, Shammass, & Hung, 2008). Mediante estabilización con cal hidratada, han sido tratados lodos primarios de PTAR, consiguiendo la inactivación de microorganismos patógenos y el mejoramiento de las características del residuo para su utilización en la fertilización periódica de suelos (Plachá, Venglovsky, Maková, & Martínez, 2008)

La estabilización alcalina es un proceso multifuncional, que disminuye significativamente el contenido de carbono en el efluente, lo cual implica la minimización de generación de olores, destruye los agentes patógenos y disminuye la atracción de vectores (roedores, aves, insectos, y otros organismos que puedan transportar microorganismos patógenos) (US EPA, 2000) (Plata M & Rivera G, 2011).

Una vez definida la necesidad de estabilizar el digestato desde el punto de vista microbiológico, se procede a identificar las alternativas de uso para su aprovechamiento, haciendo de la codigestión anaerobia un proceso productivo y competitivo, para ser implementado a escala industrial.

### **3.2. ALTERNATIVAS PARA EL USO DEL DIGESTATO**

El digestato obtenido de la codigestión anaerobia del lactosuero con estiércol bovino aclimatado contiene 28g/L de sólidos volátiles. Este valor indica que es necesario aumentar el tiempo de digestión dado que después de 30 días, aún hay fracciones disponibles de materia orgánica para ser degradadas, lo que corrobora el alto potencial de biometanización del lactosuero y la significativa actividad microbiana del inóculo.

Los resultados obtenidos en esta investigación, son análogos a los obtenidos por Comino y colaboradores, quienes teniendo en cuenta la carga orgánica remanente en el digestato, una vez detenido el experimento de CoDA EB-LS, decidieron evaluar la producción de biogás a partir de 2,34kg de SV en el residuo durante 41 días, alcanzando la producción de 0,156 m<sup>3</sup>-CH<sub>4</sub>/kg-VS (Comino, Riggio, & Rosso, 2012).

Una vez aprovechada la máxima cantidad de materia orgánica en el digestato, extendiendo el tiempo de duración del proceso de codigestión, el residuo puede ser estabilizado microbiológicamente mediante el encalado y gracias a su composición mineral y alto contenido de humedad, puede ser empleado en forma líquida como fertilizante (Teglia, Tremier, & Martel, 2011) o en forma sólida (biosólido<sup>+</sup>).

La obtención del biosólido puede realizarse por separación física, mediante secado al aire. En este tratamiento la materia orgánica se descompone y se produce amoníaco. Según (Plachá, Venglovsky, Maková, & Martínez, 2008) mediante el secado en lechos de LPTAR, se puede alcanzar la reducción del 73% de los SV en el efluente, así como la concentración de los nutrientes, obteniéndose un producto final con características convenientes para su utilización en procesos de incineración, compostaje o acondicionamiento de suelos. Las ventajas y desventajas de cada alternativa se presentan en la tabla 19.

Las alternativas planteadas para el aprovechamiento industrial del lodo efluente de procesos de digestión anaerobia se han evaluado y comparado a partir de la aplicación de diferentes métodos, entre ellos el *Analytical Hierarchy Process* Plata, Rivera, Castro, Guzmán, & Escalante (2011) y análisis de ciclo de vida comparativo (Houillon & Jolliet, 2005), encontrando que los resultados concuerdan en que el acondicionamiento de suelos es un método apropiado para el uso de este tipo de subproductos, tal como lo señalan Teglia, Tremier, & Martel (2011).

El acondicionamiento de suelos es una práctica promovida por su valor agronómico, dada su capacidad para recuperar los nutrientes del suelo perdidos a causa del cultivo excesivo (Plata, Rivera, Castro, Guzmán, & Escalante, 2011). Además es una alternativa con bajos impactos sobre el consumo energético y emisión de contaminantes que afectan el calentamiento global (Houillon & Jolliet, 2005).

---

<sup>+</sup> Los biosólidos son materiales orgánicos que se producen principalmente durante el tratamiento de aguas residuales y se caracterizan por la posibilidad de tener un uso beneficioso, determinado por el cumplimiento de los requerimientos de US EPA Norma CFR 40 Parte 503 (US EPA, 2000).

**Tabla 19.** Alternativas de uso del digestato

ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO		ESTUDIOS RELACIONADOS
VENTAJAS	DESVENTAJAS	
<b>INCINERACIÓN</b>	<p>Reducción de volumen de lodos</p> <p>Minimización de la generación de olores</p> <p>Dstrucción de materia orgánica</p> <p>Aprovechamiento energético</p>	<p>Generación de cenizas y partículas en suspensión</p> <p>Se requiere transporte para los residuos</p> <p>Requiere tratamiento de gases de combustión y deshidratación</p> <p>Según el residuo tratado pueden generarse compuestos tóxicos</p>
<b>COMPOSTAJE</b>	<p>Estabilización y reciclaje de materia orgánica – Beneficio ambiental</p> <p>Uso de materiales de soporte</p> <p>Reducción de patógenos</p> <p>Disminución de requerimientos de transporte y área de disposición final</p> <p>Producción de abonos – Beneficio económico</p> <p>Tecnología madura y de fácil transferencia</p>	<p>Requerimientos de seguridad</p> <p>Requerimiento de espacio e inversión</p> <p>(US EPA, 2000)</p>

<b>ACONDICIONAMIENTO DE SUELOS</b>	<p>Recuperación de nutrientes del suelo</p> <p>Restauración orgánica del suelo</p> <p>Reciclado de la materia orgánica</p> <p>Ahorro de fertilizantes</p> <p>Uso de tecnología convencional</p> <p>Práctica prometedora para la recuperación de suelos</p>	<p>Esparcimiento no controlado de metales pesados no caracterizados</p> <p>Requiere tratamiento de estabilización previo para generar el biosólido</p> <p>Requiere almacenamiento largo y bajo condiciones controladas</p> <p>Requerimiento de transporte</p>	<p>(Teglia, Tremier, &amp; Martel, 2011)</p> <p>(Poggi Varaldo, Gómez C, Rodríguez V, Trejo E, &amp; Rinderknecht S, 2002)</p> <p>(Hwang, Zhang, Seo, Lee, &amp; Jahng, 2008)</p> <p>(Plata, Rivera, Castro, Guzmán, &amp; Escalante, 2011)</p> <p>(Houillon &amp; Jolliet, 2005)</p>
------------------------------------	--	---	---

En cuanto aporte de nutrientes al suelo, se debe resaltar que durante el uso del digestato para la fertilización de la tierra, puede emitirse a la atmosfera hasta el 15% del total de nitrógeno aplicado, representando una perdida elevada, dadas las bajas cantidades de estos nutrientes en el digestato estudiado en este caso(Möller & Stinner, 2009). Sin embargo, Prazeres y colaboradores (2013), emplearon un residuo pretratado de lactosuero con 0.27g/L de nitrógeno y 0.05g/L de fósforo, en el cultivo de tomate.

Por otra parte, Prazeres y colaboradores (2013) han identificado que el contenido de sal puede afectar la estructura del suelo durante su aplicación, debido a que altas concentraciones de sal (3,4g/L) pueden generar condiciones fisiológicas de sequía. En este sentido, pese a no haberse analizado en el digestato, la concentración de sodio en el lactosuero (0,6g/L), sugiere la obtención de concentraciones menores de este analito en el subproducto de la digestión, que en el residuo pretratado de lactosuero utilizado para el cultivo de tomate en el trabajo de Prazeres, Carvalho, Rivas, Patanita, & Dores, (2013) Dado que este tipo de plantas presenta alta tolerancia a la sal.

Por lo tanto, se esperaría que el residuo estabilizado, ya sea sólido o líquido, pueda ser usado en suelos para la recuperación de la cobertura vegetal, con bajos requerimientos nutricionales (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, 2004) o en suelos para el cultivo de tomate, donde la presencia de sal no resulte ser un inconveniente para el crecimiento de las plantas (Prazeres,

Carvalho, Rivas, Patanita, & Dores, 2013). Sin embargo, la calidad del digestato y su uso real en suelo, solo puede definirse al conocer su composición orgánica y mineral, efecto fertilizante e inocuidad (Teglia, Tremier, & Martel, 2011).

### **3.3. CONCLUSIONES**

En el proceso de CoDA del LS se produce en promedio 2L de efluente por cada litro de lactosuero tratado. De acuerdo con la caracterización del digestato, debe evaluarse el tiempo de duración del proceso de codigestión con el objeto de asegurar la obtención de un digestato con baja carga orgánica y aumentar el potencial de biometanización del lactosuero.

El residuo digerido de la codigestión, puede estabilizarse mediante el proceso de encalado para producir un residuo aprovechable sin riesgo biológico constituyéndose en una alternativa tecnológica viable para la disposición de este residuo.

El digestato estabilizado puede emplearse en la recuperación y acondicionamiento de suelos con bajos requerimientos nutricionales, para la recuperación de la cobertura vegetal o en suelos donde los cultivos presenten alta tolerancia a la sal.

## CONCLUSIONES GENERALES

Se identificó un consorcio microbiano, estiércol bovino potencializado, que degrada el lactosuero y mejora el arranque del reactor anaerobio debido a su alta actividad Hidrolítica (0,049 g-DQO/SV\*día) y Metanogénica (0,102 g-DQO/SV\*día). Adicionalmente, el estiércol bovino potencializado cuenta con una capacidad amortiguadora elevada que favorece la degradación anaerobia de sustratos fácilmente hidrolizables como el lactosuero.

El máximo potencial de biometanización de lactosuero (0,418m<sup>3</sup>/kg-SV) se obtuvo cuando la digestión anaerobia se llevó a cabo empleando una relación volumétrica inóculo-sustrato 70/30 en rango mesofílico durante 30 días. El monitoreo de las variables AGV, ART, AGV/AT y pH, confirmó que el sistema alcanzó la estabilización después de cinco días de operación.

En esta investigación se demostró que el proceso de codigestión anaerobia del lactosuero con estiércol bovino aclimatado, incrementa en un 39% el potencial de biometanización de este sustrato, lo cual se ve representado en un 97% de conversión de sólidos volátiles. El monitoreo de las variables AGV, ART, AGV/AT y pH, evidenció la estabilización del proceso.

El contenido de sólidos volátiles en el digestato indica que la codigestión anaerobia del lactosuero con estiércol bovino aclimatado en operación discontinua debe llevarse a cabo en un tiempo superior a 30 días, con el objeto de asegurar la obtención de un digestato con baja carga orgánica y aprovechar al máximo el potencial de biometanización del lactosuero.

El residuo digerido de la codigestión, puede estabilizarse mediante el proceso de encalado y posteriormente aprovecharse en la recuperación y acondicionamiento de suelos con bajos requerimientos nutricionales, en suelos donde la presencia de sal no resulte ser un inconveniente para el crecimiento de las plantas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre E, E. J., Ramírez M, A., Aguilar Y, J. M., & Álvarez, M. M. (2009). Producción de proteína y biomasa probiótica de *Lactobacillus casei* liofilizadas a partir de suero de leche de cabra. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8(1), 67-76.
- Akassou, M., Kaanane, A., Crolla, A., & Kinsley, C. (2010). Statistical modelling of the impact of some polyphenols on the efficiency of anaerobic digestion and the co-digestion of the wine distillery wastewater with dairy cattle manure and cheese whey. *Water Science and Technology*, 62(3), 475-483.
- Alvarez, J., Otero, L., & Lema, J. (2010). A methodology for optimising feed composition for anaerobic codigestion of agroindustrial wastes. *Bioresource Technology*, 101(4), 1153-1158.
- American Public Health Association. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Vol. Edition 20th). Washington, USA: APHA.
- Amon, T., Amon, B., Kryvoruchko, V., Bodiroza, V., Pötsch, E., & Zollitsch, W. (2006). Optimising methane yield from anaerobic digestion of manure: Effects of dairy systems and of glycerine supplementation. *International Congress Series*, 1293, 217-220.
- Angelidaki I, I., Karakashev, D., Batstone, D. J., Plugge, C. M., & Stams, A. J. (2011). Biomethanation and Its Potential. En A. M. Rosenzweig, & S. W. Ragsdale (Edits.), *Methods in Enzymology* (Vol. 494, págs. 328-347). Inglaterra: Elsevier Applied Science.
- Angelidaki, I., & Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 3, 117-129.
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology—WST*, 59(5), 927-934.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the digestion of waste activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34, 755-781.
- Arévalo, J., & Zambrano, L. (2007). *Implementación de un sistema autosostenible en la granja agropecuaria del municipio de Cogua para el tratamiento de los vertimientos líquidos porcícolas*. Universidad de La Salle. Bogotá: Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria.

- Astals, S., Ariso, M., Galí, A., & Mata Alvarez, J. (2011). Codigestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. *Journal of Environmental Management*, 92(4), 1091-1096.
- Backus, B. D., Clanton, C. J., Goodrich, P. R., & Morris, H. A. (1988). Carbon-to-nitrogen ratio and hydraulic retention time effect on the anaerobic digestion of cheese whey. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 31(4), 1274-1282.
- Baez, S. (2006). Anaerobic digestion of vinasse for the production of methane in the sugar cane distillery. *SPRI Conference on Sugar Processing*, (págs. 268-287). Águas de São Pedro.
- Balch, W. E., Fox, G. E., Magrum, L. J., Woese, C. R., & Wolfe, R. S. (1979). Methanogens: Evaluation of a unique biological group. *Microbiol Rev*, 43, 260-296.
- Baraza, J. (2003). *Contribución al estudio del tratamiento integrado de residuos municipales en un vertedero*. Barcelona: Universidad de Barcelona.
- Barford, J. P., Cail, R. G., Callander, I. J., & Floyd, E. J. (1986). Anaerobic digestion of high-strength cheese whey utilizing semicontinuous digesters and chemical flocculant addition. *Biotechnology and Bioengineering*, 28(11), 1601-1607.
- Bezerra Jr, R. Q., Rodrigues, J. A. D., J. A., Ratznei, S. M., Zaiat, M., & Foresti, E. (2009). Effects of Feed Time, Organic Loading and Shock Loads in Anaerobic Whey Treatment by an AnSBBR with Circulation. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 157, 140–158.
- Bohórquez, N., Buitrago, A., Joya, M., Montaña, X., & Rivera, H. A. (2012). *Análisis estructural de sectores estratégicos: sector productos lácteos*. Bogotá: Facultad de administración, Universidad del Rosario.
- Borja, R., Duran, M. M., Martín, A., Luque, M., & Alonso, V. (1994). Influence of immobilization supports on the kinetic constants of anaerobic digestion of cheese whey. *Resources, Conservation and Recycling*, 10(4), 329-339.
- Borowski, S., & Weatherley, L. (2013). Co-digestion of solid poultry manure with municipal sewage sludge. *Bioresource technology*, 142, 345-352.
- Buendía, I., Fernández, F., Villaseñor, J., & Rodríguez, L. (2009). Feasibility of anaerobic codigestion as a treatment option of meat industry wastes. *Bioresource Technology*, 100, 1903-1909.
- Bullock, J., Kristlansen, B., Hawakes, F., & Hawakes, D. (1989). *Anaerobic Digestion* (First Edition ed.). London, United Kingdom: Academic Press.
- Buswell, E., & Neave, S. (1930). *Laboratory studies of sludge digestion*. Illinois: Division of State Water Survey.

- Callander, I. J., & Barford, J. P. (March de 1983). Cheese whey anaerobic digestion — Effect of chemical flocculant addition. *Biotechnology Letters*, 5(3), 153-158.
- Cámara de comercio de Bucaramanga. (18 de Mayo de 2013). *Base de datos Compíte 360*. Recuperado el 18 de Mayo de 2013, de <http://www.camaradirecta.com/>
- Camarillo, M. K., Stringfellow, W. T., Spier, C. L., Hanlon, J. S., & Domen, J. K. (2013). Impact of co-digestion on existing salt and nutrient mass balances for a full-scale dairy energy project. *Journal Environmental Management*, 128, 233-242.
- Carrhá L, R., van Haandel, A. C., Zeeman, G., & Lettinga, G. (2006). The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. *Bioresource Technology*, 97, 1105-1118.
- Carvalho, F., Prazeres, A. R., & Rivas, J. (2013). Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. *Science of the Total Environment*, 445-446, 385-396.
- Castelló, E., García y Santos, C., Iglesias, T., Paolino, G., Wenzel, J., Borzacconi, L., & Etchebehere, C. (2009). Feasibility of biohydrogen production from cheese whey using a UASB reactor: Links between microbial community and reactor performance. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34, 5674–5682.
- Castro M., L. (2012). *Proceso Integral para la digestión anaerobia del bagazo de fique*. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga: Escuela de Ingeniería Química.
- Castro, L., Quintero, M., Velásquez, A., Ortiz, C., Martínez, C., & Escalante, H. (2010). Influence of Particle size and temperature on methane production from fiques bagasse. *12th world congress on anaerobic digestion*. Mexico.
- CECODES. (2009). *Alpina productos Alimenticios: Pulverización de suero en la disminución de carga orgánica residual*. ISBN 978-958-99020-0-4. Colombia: Cambiando el rumbo: Casos de sostenibilidad en Colombia.
- Chen, T., & Hashimoto, A. (1996). Effects of pH and substrate: inoculum ratio on batch methane fermentation. *Bioresource Technology*, 56, 179-186.
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99, 4044–4064.
- Cheng, S., Patrick, K., & Logan, B. E. (2011). Pre-acclimation of a wastewater inoculum to cellulose in an aqueous–cathode MEC improves power generation in air–cathode MFCs. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 367-371.
- Chenxi, L., Champagne, P., & Anderson, B. (2011). Evaluating and modeling biogas production from municipal fat, oil, and grease and

- synthetic kitchen waste in anaerobic co-digestions. *Bioresource Technology*, 102, 9471–9480.
- Colombia. (1986). *Resolución 2310. Reglamentación derivados lácteos*. Bogotá: MINISTERIO DE SALUD.
- Colombia. (1989). *Resolución 1804. Modificación de la Resolución 2310 de 1986*. Bogotá: MINISTERIO DE SALUD.
- Colombia. (2010). *Decreto 3930. Usos del recurso hídrico y vertimientos*. Bogotá: Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Comino, E., Riggio, V. A., & Rosso, M. (2012). Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. *Bioresource Technology*, 114, 46–53.
- Comino, E., Rosso, M., & Riggio, V. (2010). Investigation of increasing organic loading rate in the co-digestion of energy crops and cow manure mix. *Bioresource Technology*, 101, 3013-3019.
- Comino, E., Rosso, M., & Riggio, V. A. (2009). Pilot-scale anaerobic digester for biogas production from cow manure and whey mix. *Industrial Bioprocessing*, 64(2), 4.
- Cujia, G., & Bula, A. (2010). Potencial obtención de gas de síntesis para la producción de metanol a partir de la gasificación de residuos de palma africana. *Red de revistas científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, 35, 106-112.
- DANE-DIMPE. (2011). Resultados encuesta nacional Agropecuaria (ENA). Bogotá, Colombia: DANE.
- de Haast, J., & Britz, T. (June de 1986). Characterization of aerobic and facultative anaerobic bacteria from the liquid phase of an anaerobic fixed-bed digester treating a cheese whey substrate. *Microbial Ecology*, 12(2), 173-179.
- De Vrieze, J., Hennebel, T., Van den Brande, J., Bilad, R., Vankelecom, I., Verstraete, W., & Boon, N. (2013). Anaerobic digestion of molasses by means of a vibrating and non-vibrating submerged anaerobic membrane bioreactor. *Applied Biological Sciences. 18th National symposium. Abstracts*.
- Del Borghi, A., Converti, A., Palazzi, E., & Del Borghi, M. (1999). Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. *Bioprocess Engineering*, 20, 553-560.
- Demirer G, G., & Chen, S. (2005). Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. *Process Biochem*, 40, 3542-3549.
- Departamento Nacional de Planeación. (2007). *Documento sectorial Agroindustrial. Agenda Interna para la Productividad y la Competitividad*. . Bogotá: DNP.

- Desai, M., & Madamwar, D. (1994). Anaerobic digestion of a mixture of cheese whey, poultry waste and cattle dung: A study of the use of adsorbents to improve digester performance. *Environmental Pollution*, 86(3), 337-340.
- Desai, M., & Madamwar, D. (1994). Surfactants in anaerobic digestion of cheese whey, poultry waste, and cattle dung for improved biomethanation. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 37(3), 959-962.
- Desai, M., Patel, V., & Madamwar, D. (1994). Effect of temperature and retention time on biomethanation of cheese whey-poultry waste-cattle dung. *Environmental Pollution*, 83(3), 311-315.
- Diaz Báez, M., Espitia, S., & Molina, F. (2002). *Digestión anaerobia; Una aproximación a la tecnología*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Duque, J. (5). Informe: lácteos, derivados y huevos. *Catering* (22).
- Ebrahimi, A., Najafpour, G. D., Mohammadi, M., & Hashemiyen, B. (2010). Biological treatment of whey in an UASFF bioreactor following a three-stage RBC. *Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly*, 16(2), 175–182.
- Ekama, G. A., Sötemann, S. W., & Wentzel, M. C. (2007). Biodegradability of activated sludge organics under anaerobic conditions. *Water Research*, 41(1), 244–252.
- Ergüdel, T. H., Tezel, U., Güven, E., & Demirer, G. N. (2001). Anaerobic biotransformation anaerobic biotransformation and methane generation potential of cheese whey in batch and uasb reactors. *Waste management*, 21(7), 643-650.
- Escalante H, H., Guzmán L, C., & Ortiz L, C. C. (2012). *Biogás a partir de bagazo de fique*. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.
- Fang, C., Boe, K., & Angelidaki, I. (2011). Anaerobic co-digestion of desugared molasses with cow manure; focusing on sodium and potassium inhibition. *Bioresource Technology*, 102, 1005-1011.
- Fang, H. H. (1991). Treatment of wastewater from a whey processing plant using activated sludge and anaerobic processes. *Journal of Dairy Science*, 74(6), 2015–2019.
- Fox, E. J., Clanton, C. J., Goodrich, P. R., Backus, B. D., & Morris, H. A. (1992). Liming an anaerobic cheese whey digester. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 35(1), 269-274.
- Frigon, J. C., Bruneau, T., Moletta, R., & Guiot, S. R. (2007). Coupled-anaerobic-aerobic treatment of whey wastewater in a sequencing batch reactor: Proof of concept. *Water Science and Technology*, 55(10), 201–208.

- Fytili, D., & Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and methods - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140.
- Gannoun, H., Khelifi, E., Bouallagui, H., Touhami, Y., & Hamdi, M. (2008). Ecological clarification of cheese whey prior to anaerobic digestion in upflow anaerobic filter. *Bioresource Technology*, 99(14), 6105-6111.
- Gavala, H. N., & Lyberatos, G. (2001). Influence of Anaerobic Culture Acclimation on the Degradation Kinetics of Various Substrates. *Biotechnology and Bioengineering*, 74(3), 181-195.
- Gavala, H. N., Kopsinis, H., Skiadas, I. V., Stamatelatou, K., & Lyberatos, G. (1999). Treatment of dairy wastewater using an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 73(1), 59-63.
- Gelegenis, J., & Samarakou, M. (2007). Use of detailed kinetics for the prediction of methane production rate in anaerobic digestion. case study of whey/manure co-digestion. *WSEAS Transactions on Systems*, 6(3), 499-506.
- Gelegenis, J., Georgakakis, D., Angelidaki, I., & Mavris, V. (2007). Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. *Renewable Energy*, 32(13), 2147-2160.
- Gerardi, M. H. (2003). *The Microbiology of anaerobic digesters*. (Wastewater Microbiology Series ed.). (M. H. Gerardi, Ed.) New Jersey, Estados Unidos: Wiley Interscience.
- Ghaly, A. E., & Kamal, M. A. (2004). Submerged yeast fermentation of acid cheese whey for protein production and pollution potential reduction. *Water Research*, 38(3), 631-644.
- Giuseppe, M., Sbrilli, A., Guerrero, E., & Rotatori, M. (2004). Dioxins and furans formation in pilot incineration test of sewage sludge spiked with organic chlorine. *Chemosphere*, 54, 1337-1350.
- González Siso, M. I. (1996). The biotechnological utilization of cheese whey: a review. *Bioresource Technology*, 57, 1-11.
- Goyal, N., & Gandhi, D. N. (2009). Comparative Analysis of Indian Paneer and Cheese Whey for Electrolyte Whey Drink. *World Journal of Dairy & Food Sciences*, 4(1), 70-72.
- Houillon, G., & Jolliet, O. (2005). Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 287-299.
- Hu, Z., Gang, W., & Yu, H. (2004). Anaerobic degradation of cellulose by rumen microorganisms at various pH values. *Biochem. Eng. J.*, 21, 59-62.

- Hublin, A., & Zelić, B. (2013). Modelling of the whey and cow manure co-digestion process. *Waste Management and Research*, 31(4), 353-360.
- Hublin, A., Zokić, T. I., & Zelić, B. (2012). Optimization of biogas production from co-digestion of whey and cow manure. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 17(6), 1284-1293.
- Hwang, J., Zhang, L., Seo, S., Lee, Y. W., & Jahng, D. (2008). Protein recovery from excess sludge for its use as animal feed. *Bioresource technology*, 99, 8949-8954.
- IEA Bioenergy. (April de 2011). *Country Report of Member Countries* . Recuperado el 9 de Marzo de 2013, de IEA Bioenergy Task 37: Disponible en: [http://www.iea-biogas.net/\\_content/publications/member-country-reports.html](http://www.iea-biogas.net/_content/publications/member-country-reports.html)
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2004). Norma Técnica Colombiana -NTC 5167. *Productos para la industria agrícola - Producto orgánicos usados como abono o fertilizantes y enmiendas de suelo*. Bogotá: ICONTEC.
- Jelen, P. (1979). Industrial Whey Processing Technology: An Overview. *Journal of Agricultural and food chemistry*, 27(4), 658-661.
- Jelen, P. (2003). Whey processing. *Encyclopedia of dairy sciences*, 44, 2739–2751. (H. Roginski, J. W. Fuquay , & P. F. Fox , Edits.) London: Academic Press.
- Jiménez, B. E. (2001). *La contaminación ambiental en México: Causas, efectos y tecnología apropiada*. México: LIMUSA.
- Jingura, R., & Matengaifa, R. (2009). Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. *Renewable and sustainable energy reviews*, 13(5), 1116-1120.
- Kalyuzhnyi, S. V., Perez Martinez, E., & Rodriguez Martinez, J. (1997). Anaerobic treatment of high-strength cheese-whey wastewaters in laboratory and pilot UASB-reactors. *Bioresource Technology*, 60(1), 59-65.
- Kavacik, B., & Topaloglu, B. (2010). Biogas production form co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Biomass and Bioenergy*, 34(9), 1321-1329.
- Kelleher, B. P., Leahy, J. J., Henihan, A. M., & O'Dwyer, T. F. (2002). Advances in poultry litter disposal technology – a review. *Bioresource Technology*, 83, 27-36.
- Kunte, D. P., Yeole, T. Y., & Ranade, D. R. (2004). Two-stage anaerobic digestion process for complete inactivation of enteric bacterial pathogens in human night soil. *Water Science Technology*, 50, 103-108.

- Labatut , R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, *102*, 2255–2264.
- Lara G, E. S., & Hidalgo C, M. B. (2011). *Diseño de un biorreactor y conduccion del biogás generado por las excretas de ganado vacuno, estación Tunshi-Epoch*. Escuela de Ciencias Químicas. Riobamba, Ecuador: Escuela Superior Técnica de Chimborazo.
- Lebrato, J., Pérez Rodríguez , J. L., Maqueda, C., & Morillo, E. (1990). Cheese factory wastewater treatment by anaerobic semicontinuous digestion. *Resources, Conservation and Recycling*, *3*, 193-199.
- Liu, G., Zhang, R., El-Mashad, H., & Dong, R. (2009). Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of fod and green wastes. *Bioresource Techonolgy*, *100*(21), 5103-5108.
- Lo, K. V., & Liao, P. H. (1989). Anaerobic-aerobic biological treatment of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Biological Wastes*, *28*(2), 91-101.
- Lo, K., Liao, P., & Chiu, C. (1988). Mesophilic anaerobic digestion of a mixture of cheese whey and diary manure. *Biomass*, *15*(1), 45-53.
- Lobato F, A. (2012). *Estudio de la codigestión anaerobia de residuos ganaderos con otros substratos agroindustriales*. Universidad de León. León: Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad.
- Lomas E, J., Urbano R, C., Merino T, J., & Camarero E, L. (2001). *Valorización de la biomasa en el país vasco*. España: Ente Vasco de la Energía.
- Luo, G., & Angelidaki, I. (2013). Co- digestion of manure and whey for in situ biogas upgrading by the addition of H<sub>2</sub>: process performance and microbial insights. *Applied Microbiology and Biotechnology* , *97*, 1373–1381.
- MADR, Dirección de Política Sectorial - Grupo Análisis Sectorial. (Febrero de 2010). Boletín de análisis pro producto: Leche. *Boletín No. 6*. Bogotá, Colombia: Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.
- Magaña-Ramírez, J. L. (2011). Tratamiento anaerobio de desechos lácticos y estiércol de cabra. *Ingeniería e investigación*, *31*(1), 93-98.
- Magrí, A., Béline, F., & Dabert, P. (2013). Feasibility and interest of the anammox process as treatment alternative for anaerobic digester supernatants in manure processing - An overview. *Journal of Environmental Management*, *131*, 170-184.
- Mahamud L, M., Gutiérrez L, A., & Sastre A, H. (1996). Biosólidos generados en la depuración de aguas (I): Planteamiento del problema. *Ingeniería del agua*, *3*(2), 47-62.

- Malaspina, F., Cellamare, C. M., Stante L, L., & Tilche, A. (1996). Anaerobic treatment of cheese whey with a downflow-upflow hybrid reactor. *Bioresource Technology*, 55(2), 131-139.
- Malaspina, F., Cellamare, C. M., Stante L, L., & Tilche, A. (1996). Anaerobic treatment of cheese whey with a downflow-upflow hybrid reactor. *Bioresource Technology*, 55(2), 131-139.
- MA-SINA, M. d. (2002). *Formulación de planes de pretratamiento de efluentes industriales. Guía Ambiental*. Bogotá: Ministerio del medio ambiente.
- Mata Alvarez, J., Macé, S., & Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresourcerce Technology*, 74(1), 3-16.
- Mata-Alvarez, J. (2003). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. España: IWA.
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S., & Astals, S. (2010). Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, 1–13.
- McCarty, P. (1964). Anaerobic waste treatment fundamentals III. *Public Works*, 95, 91-94.
- McMahon, K., Stroot, P., Mackie, R., & Raskin, L. (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions: Microbial population dynamics. *Water resource*, 35(7), 1817-1827.
- Méndez, R., Blázquez, R., Lorenzo, F., & Lema, J. (1989). Anaerobic treatment of cheese whey: start-up and operation. *Water Science and Technology*, 21(12), 1857-1860.
- Miller, G. (1959). Use of Dinitrosalicylic Acid Reagent for determination of reducing sugar. *Anal. Chem.*, 31, 426-428.
- Mojica, F. J., Trujillo Cabezas, R., Castellanos, D. L., & Bernal, N. (2007). *Agenda Prospectiva de investigación y Agenda Prospectiva de Investigación y Desarrollo Tecnológico para la Cadena Láctea Colombia. Proyecto transición de la agricultura*. Bogotá D.C.: MADR.
- Moller, H. (2003). *Methane productivity and nutrient recovery from manure*. Technical University of Denmark. Denmark: Bio Centrum - DTU.
- Möller, K., & Stinner, W. (2009). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy*, 30(1), 1-16.
- Monou, M., Kythreotou, N., Fatta, D., & Smith, S. R. (2009). Rapid screening procedure to optimise the anaerobic codigestion of industrial biowastes and agricultural livestock wastes in Cyprus. *Waste Management*, 29, 712-720.

- Mosquera, J., & Martínez, B. (2012). *Mosque Evaluación de la digestión anaerobia como alternativa de estabilización de biosólidos producidos en la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira*. Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira.
- Mshandete, A., Björnsson, L., Kivaisia, A., Rubindamayugia, S., & Mattiasson, B. (2005). Enhancement of anaerobic batch digestion of sisal pulp waste by mesophilic aerobic pre-treatment. *Water Resource*, 39, 1569-1575.
- Myint, M., Nirmalakhandan, N., & Speece, R. (2007). Anaerobic fermentation of cattle manure: Modeling of hydrolysis and acidogenesis. *Water Research*, 41, 232-332.
- Nihoul, C. (1991). Dumping at sea. *Ocean and shoreline management*, 16, 313-326.
- Outinen, M., Heino, A., & Uusi-Rauva, J. (2010). Pre-treatment methods of Edam cheese milk. Effect on the whey composition LWT. *Food Science and Technology*, 43, 647-654.
- Panesar, P. S., Kennedy, J. F., Gandhi DN, D. N., & Bunko, K. (2007). Bioutilisation of whey for lactic acid production. *Food Chemistry*, 105(1), 1-14.
- Patel , C., & Madamwar, D. (1996). Biomethanation of a mixture of salty cheese whey and poultry waste or cattle dung: A study of effect of temperature and retention time. *Applied Biochemistry and Biotechnology - Part A Enzyme Engineering and Biotechnology*, 60(1), 159-166.
- Patel , C., & Madamwar, D. (1997). Biomethanation of salty cheese whey using an anaerobic, rotating biological contact reactor. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 83(5), 502-504.
- Patel , P., & Madamwar, D. (1998). Surfactants in anaerobic digestion of salty cheese whey using upflow fixed film reactor for improved biomethanation. *Process Biochemistry*, 33(2), 199-203.
- Patel, P., Desai, M., & Madamwar, D. (1995). Biomethanation of cheese whey using anaerobic upflow fixed film reactor. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 79(4), 398-399.
- Pavan, P., Bolzonella, D., Battistoni, E., & Cecchi, F. (2007). Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations evaluation. *Water Science and Technology*, 56(10), 45-53.
- Pavlostathis, S., & Giraldo Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science & Technology*, 24(8), 35-59.

- Perle, M., Kimchie, S., & Shelef, G. (1995). Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. *Water Research*, 29(6), 1549-1554.
- Perulactea. (16 de 10 de 2009). *Colanta: La Cooperativa Láctea Más Grande de Colombia*. Recuperado el 18 de Mayo de 2013, de <http://www.perulactea.com/2009/10/16/colanta-la-cooperativa-lactea-mas-grande-de-colombia/>
- Pew Center on Global Climate Change. (2011). *Anaerobic digesters*. (C. techbook., Ed.) Recuperado el 10 de Marzo de 2013, de [http://www.c2es.org/technology/factsheet/anaerobic-digesters#\\_edn1](http://www.c2es.org/technology/factsheet/anaerobic-digesters#_edn1)
- Plachá, I., Venglovsky, J., Maková, Z., & Martínez, J. (2008). The elimination of salmonella typhimurium in sewage sludge by aerobic mesophilic stabilization and lime hydrated stabilization. *Bioresource technology*, 4269-4274.
- Plata M, L. T., & Rivera G, D. (2011). *Alternativas para el aprovechamiento del subproducto generado en la digestión anaerobia del bagazo de fique*. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga: Facultad de ingenierías Fisicoquímicas - Escuela de Ingeniería Química.
- Plata, L., Rivera, D., Castro, L., Guzmán, C., & Escalante, H. (2011). Jerarquización de tecnologías para el aprovechamiento industrial del subproducto de la digestión anaerobia del bagazo de fique. *UIS Ingenierías*, 11(2), 171-185.
- Poggi Varaldo, H. M., Gómez C, E., Rodríguez V, R., Trejo E, J., & Rinderknecht S, N. (2002). Unsuatability of anaerobic compost from solid substrate anaerobic digestion as a soil amendment. En H. Insam, N. Riddech, & S. Klammer, *Microbiology of composting* (págs. 155-164). Berlin: Springer.
- Pohland, F. G., & Ghosh, S. (1971). Developments in anaerobic stabilization of organic wastes – the two-phase concept. *Environmental Letter*, 1, 255–266.
- Powell, N., Broughton, A., Pratt, C., & Shilton, A. (2013). Effect of whey storage on biogas produced by co-digestion of sewage sludge and whey. *Environmental Technology (United Kingdom)*.
- Prazeres, A. R., Carvalho, F., & Rivas, J. (2012). Cheese whey management: A review. *Journal of Environmental Management*, 110, 48-68.
- Prazeres, A. R., Carvalho, F., Rivas, J., Patanita, M., & Dores, J. (2013). retreated cheese whey wastewater management by agricultural reuse: Chemical characterization and response of tomato plants *Lycopersicon esculentum* Mill. under salinity conditions. *Science of the Total Environment*, 463-464, 943-951.

- PROEXPORT. (2011). *Sector Lácteo en Colombia. Bogotá. P 3*. Bogotá, Colombia: PROEXPORT.
- Quintero, H., Rodríguez Marval, M., Páez, G., Ferrer, J., Mármol, Z., & Rincón, M. (2001). Producción continua de proteína microbiana (*k. fragilis*) a partir de suero de leche. *Revista científica, FCV-LUZ, XI(2)*, 87-94.
- Quintero, M., Castro, L., Ortiz, C., Guzman, C., & Escalante, H. (2011). Enhancement of starting up anaerobic digestion of lignocellulosic substrate: Fiques bagase an an example. *Bioresource Technology, 108*, 8-13.
- Raposo, R., Borja, R., Martín, M., De la Rubia, M., & Rincón, B. (2006). Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. *Process Biochemistry, 41*, 444-1450.
- Resende, J. A., Silva, V. L., Lopes R, T., de Oliveira F, S., da Costa C, J., Otenio, M. H., & Galuppo D, C. (2014). Prevalence and persistence of potentially pathogenic and antibiotic resistant bacteria during anaerobic digestion treatment of cattle manure. *Bioresource Technology, 153*, 284-291.
- Revista la nota económica. (2009/2010). *Vademécum Empresarial 2009/2010. Sector Lácteos. Consultado el 18 de mayo de 2013de 2013. Disponible en <http://www.lanotadigital.com/vademecum/big/productos-alimenticios/productos-lacteos>. Recuperado el 18 de Mayo de 2013, de LANOTADIGITAL.COM: <http://www.lanotadigital.com/vademecum/big/productos-alimenticios/productos-lacteos>*
- Rico Gutierrez, J. L., Garcia Encina, P. A., & Fdz-Polanco, F. (1991). Anaerobic treatment of cheese whey in a two-phase UASB reactor. *Environmental Technology, 12(4)*, 355-362.
- Rivas, J., Prazeres, A. R., & Carvalho, F. (2011). Aerobic biodegradation of precoagulated cheese whey wastewater. *Journal of Agricultural and Food Chemistry, 59(6)*, 2511–2517.
- Rivas, J., Prazeres, A. R., Carvalho, F., & Beltrán, F. (2010). Treatment of cheese whey wastewater: combined coagulation–flocculation and aerobic biodegradation. *Journal of Agricultural and food chemistry, 58 (13)*, 7871–7877.
- Saddoud, A., Hassaïr, I., & Sayadi, S. (2007). Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey. *Bioresource Technology, 98(11)*, 2102-2108.
- Saunders, O., Harrison, J., Fortuna, A. M., Whitefield, E., & Bary, A. (2012). Effect of anaerobic digesiton and application method on the presence and survivability of *E. coli* and fecal coliforms in dairy waste applied to soil. *Water, Air, Soil Pollut, 223*, 1055-1063.

- Sewards , G. J., & Holder, G. A. (Abril de 1975). Disposal of dairy whey by two stage biological treatment. I. Kinetic studies of the aerobic stage. *Water Research*, 9(4), 409-416.
- Shilton, A., Powel, N., Broughton, A., & Pratt, C. (2013). Enhanced biogas production using cow manure to stabilize co-digestion of whey and primary sludge. *Environmental Technology*, 1-6.
- Sienkiewicz , T., & Riedel, C. L. (1990). Whey and Whey Utilization. *Th. Mann, Germany*.
- Sierra Rios, A. (2013). *Obtención de Biogás a partir de gallinaza producida en la granja Bellavista Horizontes a servicio de la incubadora Santander S.A.* Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga: Maestría en Química Ambiental.
- Sierra-Gil , E. R., & Cruz – Gaitan, W. (2009). *Factibilidad, para la creación de una fábrica de queso doble crema con sabores a mora, melocotón y vino, en el municipio de Sabana de Torres, departamento de Santander.* Programa producción agroindustrial, Instituto de Educación a distancia, Santander. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.
- Song, U., & Lee, E. (2010). Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1109-1116.
- Spreer, E. (1998). Whey and whey utilization . En E. Spreer, *Milk and Dairy Technology* (pág. 483). New York: Marcel Dikker INC.
- Suarez, R., Marentes Y, Y., & Torres, P. (2012). *Balance de la leche en Colombia año 2011.* Finagro.
- Teglia, C., Tremier, A., & Martel, J. L. (2011). Characterization of Solid Digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use. *Waste Biomass Valor*, 2, 43-58.
- Tejayadi, S., & Cheryan, M. (1995). Lactic acid from cheese whey permeate. Productivity and economics of a continuous membrane bioreactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 43(2), 242-248.
- Torres Camacho, A. A. (2010). *Proyecto plan de negocio: Distribuidora de productos lácteos.* Bogotá: Trabajo de grado: Gerencia de la comunicación organizacional. Instituto de postgrados – FORUM. Universidad de la Sabana.
- Traversi, D., Bonetta, S., Degan, R., Villa, S., Porfido, A., Bellerio, M., . . . Gilli, G. (2013). Environmental Advances Due to the Integration of Food Industries and Anaerobic Digestion for Biogas Production: Perspectives of the Italian Milk and Dairy Product Sector. *Bioenergy Research*, 6(3), 851-863.

- US EPA. (2000). 832-F-00-064. *Biosolids Technology Fact Sheet: Use of composting for biosolids management*. Washington, DC: Office of water.
- US EPA. (2003). 625/R-92/013. *Control of Pathogens and vector attraction in sewage sludge*. Cincinnati, OH: Environmental Protection Agency.
- USP-MADR. (2012). Boletín Mensual: Unidad De Seguimiento De Precios De La Leche. *Boletín No. 1*. Bogotá: Dirección de cadenas productivas.
- Velásquez, J., Ferrando, F., & Salvado, J. (2003). Effect of kraft lignin addition in the production of binderless fiberboard from steam exploded *Miscanthus sinensis*. *Industrial Crops and Products*, 18(1), 17-23.
- Viceministerio de Ambiente. (2007). *Guía ambiental de la Industria Láctea*. (V. d. Ambiente, Ed.) Bogotá, Colombia: MAVDT - ANDI.
- Vidal, G., Carvalho, A., Méndez, R., & Lema, J. M. (2000). Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. *Bioresource Technology*, 74, 231-239.
- Villamañan O, R., Valero M, J., Chamorro C, C., & Segovia P, J. (2009). Los biocombustibles como política energética, hacia la sostenibilidad en el sector del transporte. *Red de revistas científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, 8, 13-22.
- Wang, L., Shammas, W., & Hung, Y. (2008). Biosolid treatment processes. *Handbook of environmental engineering*, 7, 443-477.
- Ward, A., Hobbs, P., Holliman, P., & Jones, D. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99(17), 7928- 7940.
- Weiland, P. (2010). Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(4), 849-860.
- Wenga, C. H., Lin, D. F., & Chiangb, P. C. (2003). Utilization of sludge as brick materials. *Advances in Environmental Research*, 7(3), 679-685.
- Werle, S., & Wilka, R. (2010). Review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective. *Renewable Energy*, 35, 1914-1919.
- Wildenauer, F. X., & Winter, J. (1985). Anaerobic digestion of high-strength acidic whey in a pH-controlled up-flow fixed film loop reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 22, 367-372.
- Yan, J. Q., Lo, K. V., & Liao, P. H. (1989). Anaerobic digestion of cheese whey using up-flow anaerobic sludge blanket reactor., 27(4),. *Biological Wastes*, 27(4), 289-305.
- Yan, J., Liao, P., & Lo, K. (1988). Methane production from cheese whey. *Biomass*, 17(3), 185-202.

- Yang, K., Yu, Y., & Hwang, S. (2003). Selective optimization in thermophilic acidogenesis of cheese-whey wastewater to acetic and butyric acids: partial acidification and methanation. *Water Research*, 37(10), 2467–2477.
- Zellner, G., Vogel, P., Kneifel, H., & Winter, J. (1987). Anaerobic digestion of whey and whey permeate with suspended and immobilized complex and defined consortia. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 27(3), 306-314.
- Zhang, X. (2010). *Anaerobic co-digestion of municipal primary sludge and whey*. New Zealand: Massey University Palmerston North.
- Zhao, Q., & Kugel, G. (1996). Thermophilic/mesophilic digestion of sewage sludge and organic wastes. *Journal of Environmental Science and Health*, 31, 2211–2231.
- Zheng, M., Li, X., Li, L., Yang, X., & He, Y. (2009). Enhancing anaerobic biogasification of corn stover through wet state NaOH pretreatment. *Bioresource Technology*, 100(21), 5140-5145.

## ANEXOS

### **Anexo A. Determinación de la Concentración de Azúcares Reductores Totales (ART).**

El método DNS o del ácido 3-5 dinitrosalicílico es un método colorimétrico, desarrollado para la cuantificación de azúcares reductores.

#### **Materiales y Reactivos:**

- Agua destilada.
- DNS.
- Hielo.
- Micropipeta.
- Tubos de ensayo.
- Espectrofotómetro.

#### **Reactivo DNS**

- Mezclar y disolver en 250 ml de agua destilada 8 g de NaOH y 150 g de tartrato sodio potasio.
- Se agregan 5 g de ácido dinitrosalicílico.
- Aforar a 500 mL con agua destilada.
- Almacenar a temperatura ambiente y proteger de la luz.

#### **Procedimiento**

1. Tomar una muestra aproximadamente de 10 mL en tubos falcom de 15 mL.
2. Centrifugar las muestras por 15 minutos a 10000 rpm.
3. Llevar el sobrenadante a otro falcon.
4. Medir 4 ml del sobrenadante y llevarlo a un tubo de ensayo.
5. Agregar 2 mL de agua destilada al sobrenadante y luego 4 mL de DNS.
6. Dejar en baño con agua en ebullición durante 5 minutos.
7. Detener la reacción en un baño de hielo.
8. Agregar 4 mL de agua destilada, y dejar reposando durante 15 minutos.
9. Calibrar el equipo usado un blanco obtenido en el procedimiento anterior pero agregando agua destilada en lugar de muestra.
10. Leer la densidad óptica a 540 nm de la muestra. Usando la curva estándar de glucosa hallar las concentraciones de ART.

### **Curva estándar de glucosa**

Se preparan las muestras de glucosa con concentraciones conocidas, se aplica el método DNS y se lee su absorbencia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 540 nm.

Con los datos obtenidos se traza un gráfico lineal de la concentración de glucosa (azúcar reductor) como una función de absorción, y así se determina la ecuación que relaciona las dos cantidades.

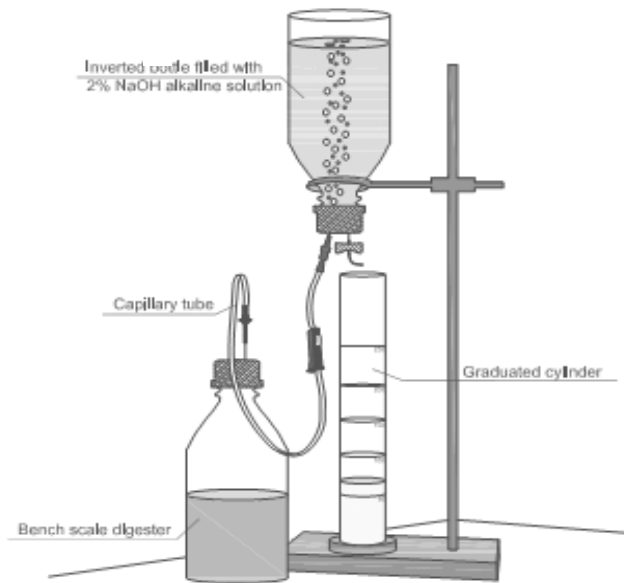
## Anexo B. Método de desplazamiento Alcalino.

### Materiales:

- Biodigestor anaerobio.
- Solución 0,1 N NaOH.
- Fenolftaleína.
- Mangueras y agujas.
- Recipiente colector de 1L.

### Procedimiento:

Cada reactor se conecta con la botella de desplazamiento alcalino por medio de una red de mangueras de plástico y agujas como se muestra en el esquema. El biogás producido en el reactor se burbujea en la solución alcalina con fenolftaleína como indicador y pH mayor que 12, en la cual el  $\text{CO}_2$  es absorbido y el volumen de gas metano desplaza un volumen igual de la solución alcalina. El volumen de la solución desplazada fuera de la botella en el recipiente colector es equivalente al volumen de metano y otros gases en menor proporción generados por el sistema.



Esquema de montaje para la medición de volumen de metano.

**Anexo C.** Cálculo del volumen de biogás a condiciones normalizadas (VNTP).

Para poder comparar las producciones de biogás y por lo tanto el redimiendo, es necesario llevar el volumen de biogás a condiciones normalizadas.

$$VNTP = V \frac{(P_{atm} - P_v) * T_0}{P_o * T}$$

$V$  = Volumen de gas generado (mL).

$P_{atm}$  = Presión atmosférica.

$T_0$  = Temperatura estándar 273,15 (K).

$P_o$  = Presión estándar 1013.25 (mbar).

$P_v$  = Presión de vapor del agua.

$$P_v = 10 * e^{\left(16.573 - \frac{3988.842}{T(K) - 3947}\right)}$$

$T$  = Temperatura al momento de medir (K).