

**POTENCIAL ANAERÓBICO DEL LACTOSUERO: BIOGÁS Y RECUPERACIÓN  
DE NUTRIENTES (N Y P)**

**MARIA PAULA AMAYA PALENCIA**

**LAURA VICTORIA JAIMES CARRILLO**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
BUCARAMANGA**

**2017**

**POTENCIAL ANAERÓBICO DEL LACTOSUERO: BIOGÁS Y RECUPERACIÓN  
DE NUTRIENTES (N Y P)**

**MARIA PAULA AMAYA PALENCIA**

**LAURA VICTORIA JAIMES CARRILLO**

Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de:  
Ingeniero Químico

**Directores:**

**Liliana del Pilar Castro Molano**

**Ing. Química, PhD**

**Humberto Escalante Hernández**

**Ing. Químico, PhD**

**Codirector:**

**Jaime Jaimes Estévez**

**Ing. Químico**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
BUCARAMANGA**

**2017**

*A Dios todopoderoso, por ser mi fuente de sabiduría y fortaleza.*

*A mis padres, por su incondicional amor, apoyo y comprensión. Por inspirarme constantemente a ser mejor y enseñarme a soñar en grande. Mis logros son de ustedes y para ustedes.*

*A mi hermana y toda mi familia, por confiar en mí y acompañarme con su amor y oraciones en todo momento.*

**Laura Victoria**

*A todo aquel que ha cruzado mi camino en estos años, porque su paso no fue en vano y sus huellas acompañaron las mías en este proceso de aprendizaje.*

*A la vida, por las personas, las experiencias, las enseñanzas, las oportunidades y los recuerdos.*

**Maria Paula**

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios, por su infinito amor y por darnos tranquilidad ante las adversidades.

Al grupo de investigación Digestión Anaerobia, por permitirnos crecer como profesionales y como personas

A la profesora Liliana del Pilar Castro Molano, por las oportunidades, la confianza y por ser nuestra guía.

A Jaime Jaimes Estévez, por su apoyo incondicional, sus enseñanzas, su actitud y su valiosa amistad.

A las empresas: Coprolac-Quesalac S.A.S., Discolácteos S.A., Lácteos D'Lusia, y Lácteos Villa Aurora, así como a la Finca de Gustavo, por su participación y colaboración para el desarrollo de este trabajo.

Al grupo de investigación en tecnologías de valorización de residuos y fuentes agrícolas e industriales para la sustentabilidad energética INTERFASE y al Centro de Investigación en Ciencia y Tecnología de los Alimentos CICTA, por sus colaboraciones.

A todos los profesores, técnicos de apoyo y personal administrativo de la escuela de Ingeniería Química, y a los compañeros y amigos que hicieron parte de este proceso de formación.

## TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN .....	17
1.1. BIOQUÍMICA DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DEL LACTOSUERO .....	19
2. METODOLOGÍA .....	24
2.1. EVALUACIÓN DE LA VARIACIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA DEL LS .....	24
2.1.1. Selección de empresas, muestreo y evaluación de parámetros: .....	24
2.2. DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN (PBM) .....	25
2.2.1. Caracterización del inóculo y sustrato .....	25
2.2.2. PBM del LS .....	26
2.2.3. Remoción de materia orgánica .....	28
2.3. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE PRECIPITACIÓN DE ES .....	28
3. RESULTADOS .....	29
3.1. VARIACIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA DEL LS .....	29
3.2. PBM del LS .....	32
3.2.1. Caracterización del inóculo y sustrato .....	32
3.2.2. PBM del LS .....	34
3.2.3. Remoción de materia orgánica .....	37
3.3. POTENCIAL DE PRECIPITACIÓN DE ESTRUVITA .....	38

4	CONCLUSIONES.....	42
5	RECOMENDACIONES .....	43
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	44
	BIBLIOGRAFÍA.....	53
	ANEXOS.....	59

## LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Etapas de la bioquímica de la DA del LS.....	20
Figura 2 Indicadores de seguimiento de la materia orgánica del lactosuero .....	31
Figura 3 Seguimiento del pH del LS .....	32
Figura 4 Perfiles de producción de CH <sub>4</sub> a partir del lactosuero.....	34
Figura 5 PBM del LS y contenido de AGV adicionados .....	36
Figura 6 Remoción de SV alcanzada en el ensayo de PBM.....	37
Figura 7 Concentración de iones al inicio y final del ensayo de PBM .....	39
Figura 8 Relación NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> de los digeridos .....	40

## LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 Estado del arte de los parámetros del LS como sustrato en la DA.....	22
Tabla 2 Generalidades de las empresas estudiadas .....	25
Tabla 3 Caracterización del inóculo y sustrato para el ensayo de PBM .....	33
Tabla 4 Parámetros del modelo cinético .....	35
Tabla 5 Contenido de $\text{PO}_4^{3-}$ en el digerido y potencial de estruvita .....	41

## LISTA DE ANEXOS

	Pág.
<b>Anexo A</b> Caracterización completa del lactosuero .....	59
<b>Anexo B</b> Formato de entrevista para las empresas estudiadas .....	60
<b>Anexo C</b> Protocolo para realizar ensayo de PBM .....	62
<b>Anexo D</b> Caracterización carga y digerido ensayo de PBM .....	67
<b>Anexo E</b> Revisión bibliográfica: PBM del LS .....	68

## LISTA DE ABREVIATURAS

AGV: Ácidos grasos volátiles

AD: Agua destilada

AME: Actividad metanogénica específica

DA: Digestión anaeróbica

DQO: Demanda química de oxígeno

ES: Estruvita

LEB: Lodo estiércol bovino

LS: Lactosuero

PBM: Potencial bioquímico de metanización

LPTAR: Lodo de planta de tratamiento de aguas residuales

PA: Proceso artesanal de fabricación del queso

PYMES: Pequeñas y medianas empresas

SSV: Sólidos suspendidos volátiles

SV: Sólidos volátiles

## RESUMEN

**TÍTULO:** POTENCIAL ANAEROERÓBICO DEL LACTOSUERO: BIOGÁS Y RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES\*.

**AUTORES:** MARIA PAULA AMAYA PALENCIA\*\*; LAURA VICTORIA JAIMES CARRILLO\*\*

**PALABRAS CLAVE:** BIOGÁS, DIGERIDO, DIGESTIÓN ANAERÓBICA, ESTRUVITA, LACTOSUERO.

### DESCRIPCIÓN:

El lactosuero (LS) es el principal residuo generado durante la fabricación del queso. Para aprovechar su alto contenido de materia orgánica se han estudiado diversos procesos para su tratamiento. Dentro de estos procesos se destacan los tratamientos biológicos como la digestión anaeróbica. En este trabajo se evaluó el LS proveniente de cinco empresas productoras de queso en Santander (cuatro PYMES y una finca como referente del proceso artesanal) como sustrato para la digestión anaeróbica mediante el seguimiento del contenido de materia orgánica, pH y la determinación del potencial de biometanización (PBM). El contenido de materia orgánica del LS varió significativamente en relación al tiempo de muestreo y tipo de muestra dentro de un rango de 40 a 65 g/kg para SV, de 65 a 140 g/l para DQO y de 2 a 10 g/l para AGV. En cuanto al pH, el LS estudiado estuvo en un rango de 3 a 6,5 lo que indica que es un sustrato ácido que puede presentar inhibición de la actividad microbiana. El experimento de biodegradabilidad anaeróbica se realizó a 37°C, utilizando lodo estiércol bovino (LEB) como inóculo y una relación inóculo/sustrato de 1,5. Para este ensayo, se alcanzaron valores de rendimientos de metano de 0,48 a 0,6 l CH<sub>4</sub>/ g SV<sub>adicionado</sub> que representan un potencial energético eléctrico de 48 a 58 kWh/m<sup>3</sup> LS. La remoción de materia orgánica alcanzada en todos los experimentos fue superior al 83%. Adicionalmente, se encontró que el digerido de cada experimento presenta una relación NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> entre 2,6 y 4,0. Estos valores son adecuados para utilizar el digerido como materia prima para la precipitación de Estruvita (ES) con un potencial de precipitación de 8,5 a 10,4 g ES/l LS.

---

\* Trabajo de grado.

\*\* Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Directores: Liliana del Pilar Castro Molano, Ingeniera Química PhD, Humberto Escalante Hernández, Ingeniero Químico PhD. Codirector: Jaime Jaimes Estévez, Ingeniero Químico.

## ABSTRACT

**TITLE:** ANAEROBIC POTENTIAL OF CHEESE WHEY: BIOGAS AND NUTRIENT RECOVERY (N & P).\*

**AUTHORS:** MARIA PAULA AMAYA PALENCIA\*\*; LAURA VICTORIA JAIMES CARRILLO\*\*

**KEYWORDS:** ANAEROBIC DIGESTION, BIOGAS, CHEESE WHEY, DIGESTATE, STRUVITE.

### DESCRIPTION:

Cheese whey (CW) is the main waste of cheese making process. To take advantage of its high organic matter content, different treatment procedures have been studied. Among these procedures, biological treatments, such as anaerobic digestion technology, are remarkable. In this study, CW from five cheese making companies (four SME and a farm as artisanal process reference) was evaluated as anaerobic digestion substrate through the tracing of its organic matter and pH and the biochemical methane potential determination (BMP). The organic matter in CW varied in relation to sampling time and kind of sample between 40 and 65 g/kg for VS, 65 and 140 g/l for COD and between 2 and 10 g/l for VFA. In terms of pH, CW samples were between 3 and 6,5 which means LS is an acid substrate that can present inhibition of the microbial activity. The anaerobic biodegradability experiment was performed at 37°C using cow slurry as inoculum with an inoculum/substrate ratio of 1,5. For this essay, methane yields reached values from 0,48 to 0,6 l CH<sub>4</sub>/g VS<sub>added</sub>, which represents an electrical energy potential of 48 to 58 kWh/ m<sup>3</sup> CW. Organic matter removal in all experiments were above 83%. In addition, anaerobic digestates performed NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ratios between 2,6 and 4,0 which are adequate values for struvite (S) precipitation with a potential production of 8,5 to 10,4 g S/l CW.

---

\* Bachelor Thesis.

\*\* Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Directors: Liliana del Pilar Castro Molano, Chemical Engineer PhD, Humberto Escalante Hernández, Chemical Engineer PhD. Codirector: Jaime Jaimes Estévez, Chemical Engineer.

## 1 INTRODUCCIÓN

La cadena láctea en Colombia representa el 0,83% del producto interno bruto de la economía nacional. Particularmente, en el año 2015, se produjeron 6.774 millones de litros de leche. Alrededor del 20% de esta leche fue destinada a la fabricación de quesos [1] debido a que es el derivado lácteo más demandado, con un consumo per cápita que oscila entre 1,1 y 1,5 kg por año [2].

En el mundo existen gran variedad de quesos que difieren fundamentalmente por factores que incluyen las características de la leche, los tipos de microorganismos o enzimas añadidos, el agente coagulante, y los tratamientos adicionales para darle un terminado específico al producto [3]. La fabricación del queso se basa en una serie de etapas sencillas, que son independientes del tipo de producto final. La primera etapa es el acondicionamiento de la leche, durante esta se garantiza la inocuidad y características deseadas. Una vez se tiene la leche homogenizada y con el contenido de grasa requerido, se lleva a las cubas de elaboración, se eleva la temperatura hasta 35°C y se añade el cuajo o fermento láctico, que puede ser de origen microbiano, vegetal o animal. Durante el periodo de coagulación, la acción enzimática hace que la caseína, proteína principal de la leche, se aglutine formando una fase semisólida (cuajada) que retiene los glóbulos de grasas, sales y parte del agua. El precipitado queda rodeado de una fracción líquida residual, denominada lactosuero (LS). Con el fin de agregar sabor y detener la producción de ácido láctico, se agrega sal a la cuajada, se pone en moldes y se prensa. La producción de queso es considerada como un proceso de bajo rendimiento debido que, para obtener 1 kilogramo de producto, se requieren 10 litros de leche y se generan 9 litros de LS como residuo [4].

El LS representa entre 85-95% del volumen de la leche y retiene cerca del 55% de sus nutrientes [5]. Por consiguiente, el LS contiene elevada carga orgánica que se manifiesta en concentraciones de SV entre 45 y 65 g/kg y contenido de DQO entre 68 y 94 g/l [6, 7, 8, 9, 10]. En Colombia se generan aproximadamente 593 millones

de litros de LS al año y su disposición final constituye el mayor reto para las PYMES, que por su naturaleza no cuentan con ningún tipo de planta de tratamiento, y el segundo reto para las industrias de mediano y gran tamaño después del consumo energético [11]. En este sentido, el LS, al ser considerado como un residuo contaminante, ha sido objeto de investigación en busca de diversas alternativas de aprovechamiento. Estas alternativas pueden agruparse en tres categorías: a) valorización (por tratamientos biológicos), b) tratamientos fisicoquímicos y c) aplicación directa como fertilizante [12].

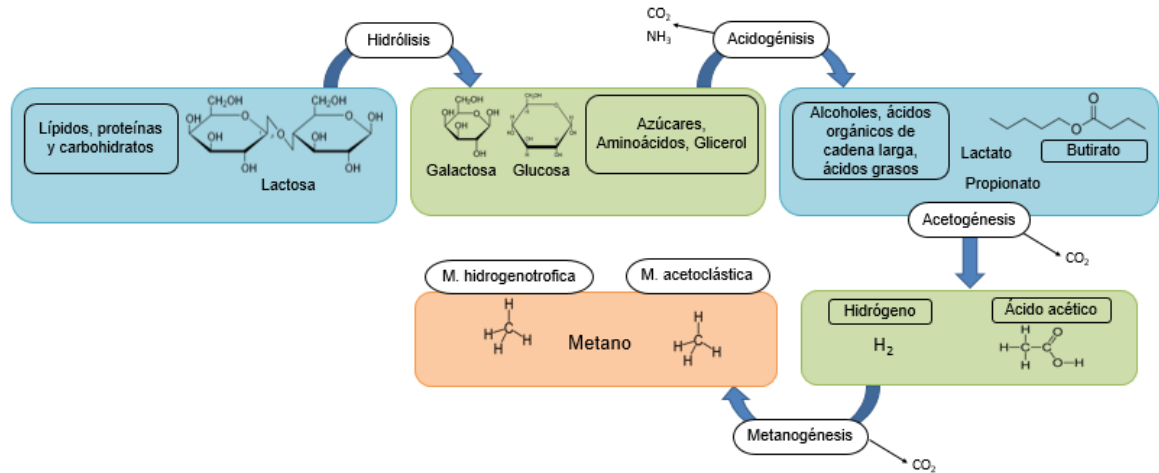
Dado que el LS está compuesto por carbohidratos (4,5 - 5%), proteínas (0,6 - 0,8%), lípidos (0,4 - 0,5%), sales (0,7%), y agua [5], la digestión anaeróbica (DA), se posiciona como el proceso biológico atractivo para el tratamiento de este residuo, debido a que permite: i) la estabilización de la materia orgánica, ii) la valorización energética (producción de biogás) y iii) el reciclaje de nutrientes (producción de fertilizante).

La DA es un proceso biológico en ausencia de oxígeno, realizado por consorcios microbianos (inóculo), los cuales descomponen la materia orgánica contenida en el sustrato [13]. La DA tiene como productos el biogás y un digerido, los cuales representan el 30 % y 70 % respectivamente. Este biogás está conformado por metano (48-65%), dióxido de carbono (36-41%), y bajas concentraciones de otros compuestos gaseosos como nitrógeno y ácido sulfhídrico [14]. El digerido es un lodo compuesto por sustrato no degradado y material celular, que posee un alto contenido de minerales (nitrógeno y fósforo) [12]. La DA tiene ventajas que la hacen ser una alternativa económicamente viable debido a sus bajos requerimientos energéticos y de nutrientes, y el uso de diseños sencillos, que disminuyen los costos de operación frente a otros tratamientos [15, 16, 17].

## 1.1 BIOQUÍMICA DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DEL LACTOSUERO

En la DA se identifican cuatro etapas bioquímicas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Figura 1). El proceso comienza con la hidrólisis de los lípidos, proteínas y carbohidratos. Entre estos últimos se destaca la lactosa, el biopolímero de mayor contenido en el LS (75% en base seca) [12]. Posteriormente, en la acidogénesis, se da la fermentación de los monosacáridos y se obtiene lactato, propionato, acetato, butirato y etanol [18], además de  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2$ . Debido a que la lactosa es de fácil biodegradación y a la elevada velocidad de crecimiento de los microorganismos acidogénicos con respecto a los demás, las etapas de hidrólisis y acidogénesis se realizan casi simultáneamente, produciendo altas cantidades de AGV. Posteriormente, en la acetogénesis, por una vía las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno oxidan los ácidos grasos y los alcoholes a acetato, produciendo  $\text{H}_2$  y  $\text{CO}_2$ . Por otra vía, las bacterias homoacetogénicas producen acetato a partir de dióxido de carbono e hidrógeno, compitiendo con los microorganismos metanogénicos por el consumo de este gas. Por último, en la metanogénesis, las arqueas metanogénicas permiten la obtención del producto final del proceso, el metano ( $\text{CH}_4$ ). Estos microorganismos son estrictamente anaeróbicos y en su mayoría mesófilos, y son de dos tipos: hidrogenófilos (reducen el dióxido de carbono y el formato a metano) y acetoclásticos que hidrolizan el acetato producido en la acetogénesis, oxidando el grupo carbonilo a  $\text{CO}_2$  y el grupo metilo a  $\text{CH}_4$  [13]. Aproximadamente el 70% del metano es producido a partir del acetato y el 30% a partir del  $\text{CO}_2$  [19].

Figura 1 Etapas de la bioquímica de la DA del LS



Fuente: Adaptado de Angelidaki *et al.*, [13]

Con el objeto de evaluar la viabilidad de un residuo para ser tratado mediante sistemas de bioconversión anaeróbica, se cuantifica su potencial de biometanización (PBM). El PBM se define como la capacidad de biodegradabilidad anaeróbica de un sustrato, expresada como rendimiento ( $Y_{p/s}$ ), como el volumen de metano acumulado, medido en condiciones estándar de temperatura y presión (STP), por cantidad de sustrato en términos de materia orgánica. La materia orgánica se puede expresar en términos de SV o DQO, adicionados o removidos.

Las variables que afectan el PBM son la temperatura, pH, naturaleza y Relación de carga de Inóculo a Sustrato (RIS). El desempeño de los consorcios microbianos se puede llevar a cabo en dos rangos de temperatura: mesofílico (30-40 °C) y termofílico (45-65 °C). La mayoría de DA se realizan a condición mesofílica, pues los organismos acidogénicos y metanogénicos alcanzan los mayores rendimientos y el gasto energético para mantener esta condición es menor, lo que reduce los costos de operación [20]. En cuanto al pH, es importante mantenerlo en el intervalo de 6,5 a 8,2, para garantizar la estabilidad del proceso [20], el crecimiento microbiano apropiado y el equilibrio de las reacciones bioquímicas [21].

La selección del inóculo adecuado para la biodegradabilidad de un sustrato específico es de vital importancia para el funcionamiento del proceso, esto se logra con la

evaluación de las actividades hidrolítica (AH) y metanogénica específica (AME) [22]. Además, el inóculo debe ser aclimatado para que se adapte al consumo del sustrato, así se inducen las vías metabólicas para su biodegradación, se aumenta la afinidad de los microorganismos por el compuesto y el número de degradadores específicos y se contrarresta el efecto negativo de las sustancias inhibitoras y tóxicas [23]. Al respecto de la DA del LS, los inóculos más utilizados son lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales (LPTAR) y los estiércoles, especialmente el bovino [7].

El sustrato, además de contener las fuentes de carbono en su composición de carbohidratos, lípidos y proteínas, debe poseer un contenido nutricional equilibrado para el desarrollo de los consorcios microbianos. Un factor importante para tener en cuenta del contenido del sustrato es la relación C/N, la cual debe estar en el intervalo de 15 a 45. Relaciones C/N elevadas, disminuyen la velocidad de las reacciones y relaciones bajas causan inhibición por amonio [24].

La carga adecuada de materia orgánica de inóculo y sustrato para ensayos de DA en batch se establece mediante la RIS (volumétrica o en base SV). La RIS determina la producción de biogás, pues garantiza la presencia de los consorcios microbianos necesarios para la degradación de la cantidad del sustrato añadido [7]. Para la DA de LS es recomendable fijar la RIS en valores mayores a 1, pues una sobrecarga de sustrato favorece una mayor producción de AGV que puede desencadenar inhibición de la metanogénesis [23].

La literatura reporta para el LS, valores de PBM entre 0,42 y 0,85 l CH<sub>4</sub>/g SV [25, 26, 27]. Estos valores están determinados por el contenido de materia orgánica y la acidez del residuo. La primera es un indicador de la cantidad de compuestos disponibles para ser transformados en biogás, generalmente expresada en forma de sólidos volátiles (SV) y/o demanda química de oxígeno (DQO). Así mismo, la acidez determina la estabilidad del proceso y el rendimiento de la producción de biogás. Concentraciones de AGV superiores a 5 g/l [28], pueden generar inhibición de las arqueas metanogénicas. En la Tabla 1 se recopilan las propiedades del LS

reportadas por diferentes autores para DA, y en el Anexo A se presenta una caracterización completa de una muestra de LS proveniente de una empresa productora de queso en Bucaramanga.

Tabla 1 Estado del arte de los parámetros del LS como sustrato en la DA

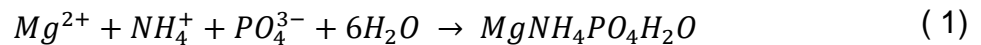
<b>DQO [g/l]</b>	<b>SV [g/kg]</b>	<b>pH</b>	<b>Referencia</b>
93,21 ± 2,99	62,40±1,62	6,12±0,04	[6]
74,9	48	3,5	[7]
79,5±8,3	65,88±6,02	5,30±0,10	[8]
74,4	45	4,12	[9]
68,6 ± 3,3	59,30±3,80	4,90±0,27	[10]

De acuerdo a lo anterior, aunque el LS tiene un alto contenido de materia orgánica, el rendimiento de la DA se ve limitado debido a que la fermentación de la lactosa produce una alta concentración de compuestos ácidos, cuya acumulación produce descenso del pH, promoviendo el crecimiento de bacterias acetogénicas e inhibiendo la actividad metanogénica.

Por otra parte, la DA se conoce por el alto potencial de estabilización y remoción de materia orgánica de un sustrato. Sin embargo, durante este proceso no se aprovecha de manera significativa el contenido de nutrientes [29], particularmente de nitrógeno y fósforo, que se encuentran en el digerido en relaciones entre 2:1 y 4:1 [30]. En este sentido, el digerido anaeróbico, a pesar de ser aplicado como biofertilizante, presenta desventajas frente a los fertilizantes tradicionales debido a la emisión de amonio y a la presencia de patógenos, representando riesgos para el suelo, el aire y la salud humana [31, 32]. Ante esta dificultad se han planteado alternativas para recuperar los minerales del digerido y disminuir el impacto ambiental. Dentro de estas alternativas se encuentra la precipitación de fosfato de

magnesio de amonio hexahidratado ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ), también conocido como Estruvita (ES) [33].

La ES es un mineral cristalino considerado como un recurso renovable y en la mayoría de los casos utilizada como fertilizante por su baja solubilidad en agua, lo que permite una liberación controlada de nutrientes, mejorando el rendimiento de la biomasa de diferentes cosechas, previniendo el daño en las plantas y evitando la eutrofización [34, 35]. La ES se forma a partir de una concentración equimolar de amonio y fosfato de acuerdo a la siguiente reacción [36]:



La precipitación de ES se ve afectada por diversos factores como el pH, la temperatura, el grado de saturación de los componentes y la presencia de otros iones como el Ca [37]. Aunque el digerido de la DA, contiene grandes cantidades de  $NH_4^+$  y  $PO_4^{3-}$ , el contenido de Mg suele ser insuficiente para que se precipite el mineral, por lo que es necesario agregar un precursor que supla esta deficiencia [38]. Entre los precursores de Mg más utilizados se encuentran  $MgCl_2$ ,  $Mg(OH)_2$  y  $MgO$  en diferentes grados de pureza [39]. La literatura reporta el uso de diferentes tipos de sustratos a partir de los cuales se obtuvo ES. Entre estos sustratos se destacan el estiércol porcino [40], licor de lodos municipales digeridos [41] y estiércol bovino digerido [42]. Sin embargo, el digerido del LS no ha sido ampliamente investigado en la aplicación de esta tecnología.

De acuerdo a lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar la DA del LS proveniente de empresas productoras de queso en Santander y el potencial uso del digerido como materia prima para la precipitación de ES.

## 2 METODOLOGÍA

El diseño metodológico se orientó a la evaluación de la DA del LS y el potencial de precipitación de ES. Esta investigación se desarrolló en tres etapas: En la primera etapa se monitorearon las propiedades fisicoquímicas del LS proveniente de cinco empresas productoras de queso en Santander para establecer la variación de la carga orgánica. Posteriormente se evaluó el PBM de cada una de las empresas y se determinó la remoción de la materia orgánica presente en el sustrato. Finalmente, con el digerido obtenido en la etapa anterior, se cuantificó el contenido de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  para establecer la viabilidad de la precipitación de ES.

### 2.1 EVALUACIÓN DE LA VARIACIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA DEL LS

#### 2.1.1 Selección de empresas, muestreo y evaluación de parámetros:

De acuerdo a la base de datos de la Cámara de Comercio de Bucaramanga, en el área metropolitana se encuentran registradas 69 empresas dedicadas a la actividad productiva de elaboración de productos lácteos (código CIIU:1040). Sin embargo, esta clasificación no especifica el tipo de productos fabricados. Para el enfoque de este trabajo se seleccionaron 4 PYMES productoras de queso del total de las 69 empresas. Adicionalmente, se estudió una finca como referente del proceso artesanal (PA) para la obtención de este producto. La selección de las empresas se hizo de acuerdo a la disponibilidad para suministrar las muestras del LS. La información general de las empresas estudiadas se consigna en la Tabla 2, construida a partir de la información suministrada a través de una entrevista con cada una de ellas (Anexo B).

Durante 5 semanas se tomaron muestras de LS en cada una de las plantas de producción. El LS se recolectó a temperatura ambiente en botellas plásticas de 200 ml, dos veces por semana, para un total de 10 muestras por cada empresa. Las

muestras fueron refrigeradas y transportadas al laboratorio de biotecnología de la Escuela de Ingeniería Química UIS. Como variables de respuesta se tuvieron en cuenta el contenido de materia orgánica y la acidez.

Tabla 2 Generalidades de las empresas estudiadas

<b>EMPRESA</b>	<b>LECHE PROCESADA [l/día]</b>	<b>PRODUCCIÓN DE QUESO [kg/día]</b>	<b>LACTOSUERO GENERADO [l/día]</b>
Villa Aurora	1600	160	1300
Coprolac	3000-3200	300-320	2300
D'Lusia	3000-3500	300-350	2500
Discolácteos	9200	920	7500
PA	10	1	9

La materia orgánica se evaluó mediante la determinación del contenido de SV y DQO, usando los protocolos establecidos por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA): método gravimétrico SM 2450E y método colorimétrico SM 5220D, respectivamente [43]. Los AGV fueron determinados mediante el protocolo propuesto por Jobling-Purser *et al.* [44]. El pH se determinó mediante el método potenciométrico SM 4500B [43]. Todos los ensayos se realizaron por duplicado.

## **2.2 DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN (PBM)**

### **2.2.1 Caracterización del inóculo y sustrato**

El inóculo empleado en el ensayo de PBM fue lodo estiércol bovino (LEB) preparado a partir de estiércol fresco y agua en una relación 1:3 en volumen [45]. El inóculo se estabilizó en un reactor anaeróbico a temperatura ambiente durante 30 días y posteriormente se pre-incubó en un recipiente plástico a  $37 \pm 2^\circ\text{C}$  [46]. Para conocer

la capacidad del LEB como inóculo, se determinó su actividad metanogénica específica (AME) siguiendo el protocolo propuesto por Astals *et al.*, [46]. Además, se determinaron los parámetros SV, DQO, pH y AGV. El sustrato utilizado fue LS de las cinco empresas estudiadas, para lo cual se recolectaron muestras de 200 ml diariamente durante 5 días. Al final de este periodo, el volumen total de cada empresa fue homogenizado y caracterizado en términos de SV, DQO, pH y AGV.

### 2.2.2 PBM del LS

El ensayo de PBM se realizó utilizando botellas de vidrio de 100 ml con un volumen de trabajo de 60 ml, un volumen de inóculo de 40 ml y una RIS de 1,5 en términos de SV, relación más favorable encontrada en trabajos anteriores para la DA de LS [27]. Cada muestra se analizó por triplicado. Los biorreactores se mantuvieron en incubadora a  $37 \pm 2^\circ\text{C}$  y se realizó el seguimiento durante 30 días, cuantificando diariamente la producción de metano por el método de desplazamiento alcalino [47]. El protocolo seguido para determinar el PBM se encuentra en el Anexo C, diseñado con base a lo propuesto por Angelidaki *et al.* [22]. Los volúmenes cargados de LS y agua destilada (AD) a cada biorreactor se muestran en el Anexo D.

Con el objetivo de evaluar la producción de metano por actividad endógena del inóculo, se realizó por triplicado un experimento denominado blanco, el cual contenía solo inóculo y la cantidad de sustrato fue reemplazada con agua destilada. La producción de metano del experimento blanco se restó al PBM de cada ensayo.

Adicionalmente, se incluyó un experimento control utilizando como sustrato estándar lactosa (componente mayoritario del LS) para evaluar la respuesta del inóculo frente al sustrato y conocer si el ensayo de biodegradabilidad anaeróbica se llevó a cabo correctamente [23]. Para el cálculo del PBM del sustrato y el ensayo control se tuvo en cuenta la desviación estándar, que se calculó utilizando la ecuación 2 [48].

$$PBM = PBM_{promedio} \pm \sqrt{(desvesta\ blanco)^2 + (desvesta\ PBM)^2} \quad (2)$$

La curva de producción de CH<sub>4</sub> acumulado fue ajustada al modelo cinético de primer orden (ecuación 3). Este modelo considera que la etapa limitante del proceso es la hidrólisis y que la producción máxima de CH<sub>4</sub> representa el consumo total de la materia orgánica soluble [49]. Los parámetros fueron determinados utilizando la herramienta curve fitting (cftool) del software Matlab<sup>®</sup>. Por otra parte, se realizó un análisis de medias con el programa estadístico Minitab 17<sup>®</sup> para determinar la existencia de diferencias significativas entre los valores de los parámetros para los ensayos realizados a cada LS.

$$B(t) = B_o * (1 - e^{-kt}) \quad (3)$$

$$B_o: PBM \left[ \frac{l CH_4}{g SV_{adic.}} \right] \quad t: tiempo [días]$$

*k*: constante de velocidad de desintegración de primer orden [días<sup>-1</sup>]

El aporte energético del LS se calculó de acuerdo a la ecuación 4, teniendo en cuenta el PBM determinado para cada muestra.

$$P_{EE} = \rho_{LS} * SV_{LS} * PBM * \alpha_E \quad (4)$$

$$P_{EE} \left[ \frac{kWh}{m^3 LS} \right]: \text{Potencial energético eléctrico}$$

$$PBM \left[ \frac{m^3 CH_4}{g SV_{adic.}} \right]$$

$$SV_{LS} \left[ \frac{g SV}{kg LS} \right]: \text{Concentración de SV del LS}$$

$$\rho_{LS} = 1000 \left[ \frac{kg}{m^3} \right]: \text{densidad del LS}$$

$$\alpha_E = 1,9 \left[ \frac{kWh}{m^3 CH_4} \right]: \text{Factor de conversión}$$

### 2.2.3 Remoción de materia orgánica

La remoción de materia orgánica se evaluó teniendo en cuenta el contenido de SV de la carga inicial a los digestores y del digerido una vez cumplidos los 30 días, por medio de la ecuación 5.

$$(\%)Remoción\ SV = \frac{(SV_i - SV_s)_{día\ 0} - (SV_i - SV_s)_{día\ 30}}{(SV_i - SV_s)_{día\ 0}} * 100 \quad (5)$$

*i: inóculo, s: sustrato.*

## 2.3 EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE PRECIPITACIÓN DE ES

Para evaluar el potencial de precipitación de ES (PES) se cuantificó el contenido de amonio ( $NH_4^+$ ) y fosfato ( $PO_4^{3-}$ ) presente en la carga inicial de los digestores y en el digerido utilizando el método fotométrico (APHA 4500-NH<sub>3</sub> y APHA 4500-P E) [43].

Posteriormente, utilizando la concentración de  $PO_4^{3-}$  en el digerido se calculó la cantidad máxima de ES que se podría obtener de acuerdo a la estequiometría de la reacción. Este cálculo se realizó con base en la ecuación propuesta a continuación:

$$PES = \left( [PO_4^{3-}]_{digerido} \left[ \frac{g}{l} \right] \right) * \left( \frac{245\ g\ ES}{95\ g\ PO_4^{3-}} \right) * \left( \frac{vol.\ digerido\ [l]}{vol.\ LS\ adicionado[l]} \right) \quad (6)$$

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 VARIACIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA DEL LS

En la Figura 2 se presentan los resultados del monitoreo del contenido de materia orgánica para cada una de las empresas estudiadas. La Figura 2-A denota que existen diferencias significativas entre los días de toma de muestras, para los indicadores evaluados SV, DQO y AGV para cada una de las empresas estudiadas. Estas diferencias son debido a que una misma empresa tiene diferentes rutas de recolección de leche cada día, que abarcan fincas en los departamentos de Santander y Cesar, por lo cual las diferencias en la materia prima para la fabricación del queso se ven reflejadas en las características de LS resultante.

La Figura 2-B corresponde a gráficas de burbujas en las cuales se representa el valor promedio de cada variable para las empresas estudiadas y la desviación estándar promedio de cada grupo de datos, reflejado en el tamaño de la burbuja. Además, estas figuras tienen insertada una zona sombreada correspondiente al rango establecido de acuerdo a la literatura expuesta en la Tabla 1. En promedio, el contenido de materia orgánica en términos de SV y DQO fue mayor para el LS del PA, mientras que el LS de Coprolac fue el de menor concentración de estas variables, pero el de mayor contenido de AGV.

Es importante destacar que los resultados obtenidos para los SV se ajustan al rango mencionado, con lo cual se comprueba que independiente del tipo de empresa y del proceso de fabricación que esta utilice, el LS es un sustrato con alto contenido de materia orgánica. Según los resultados de este estudio, se observa que los SV varían en un rango de 40 - 65 g/kg y la DQO se encuentra en un rango de 65 - 140 g/l. Cabe resaltar que la DQO presenta una mayor dispersión en las mediciones debido a que el método es bastante sensible en muestras con alto contenido de sólidos [23]. Respecto al contenido de AGV en el LS, se han reportado valores de

5,45 g/l [50]; sin embargo, no es una variable comúnmente analizada para la caracterización de este sustrato, por lo cual los valores de AGV de este estudio no pueden ser ampliamente comparados. En este trabajo se encontraron dos rangos para el contenido de AGV, uno dado por el LS de Coprolac que se encuentra entre 8 y 10 g/l y otro rango, en el cual se encuentra el LS perteneciente a las demás empresas entre 2 y 5 g/l.

El pH, como se evidencia en la Figura 3, varía entre 3 y 6,5, por lo cual puede afirmarse que el LS es un sustrato ácido. Para el caso de Coprolac, D'Lusia y Villa Aurora este parámetro no presenta diferencias significativas entre los días muestreados. Sin embargo, para el LS perteneciente a Discolácteos se observa que el pH varía considerablemente entre muestras. Estas diferencias pueden ser atribuidas a las condiciones de transporte de las mismas desde la planta de producción hasta la sede principal de la empresa donde fueron recogidas para su análisis. Finalmente, para el LS recolectado del PA se alcanzan mediciones atípicas durante la tercera semana, dado que al utilizar un proceso de tipo artesanal existen más variables que afectaron las muestras de dicho periodo. A pesar de esto, el LS del PA es el que, en promedio, tiene el mayor pH, mientras que Coprolac el menor, lo cual corresponde al comportamiento del contenido de AGV.

Figura 2 Indicadores de seguimiento de la materia orgánica del lactosuero

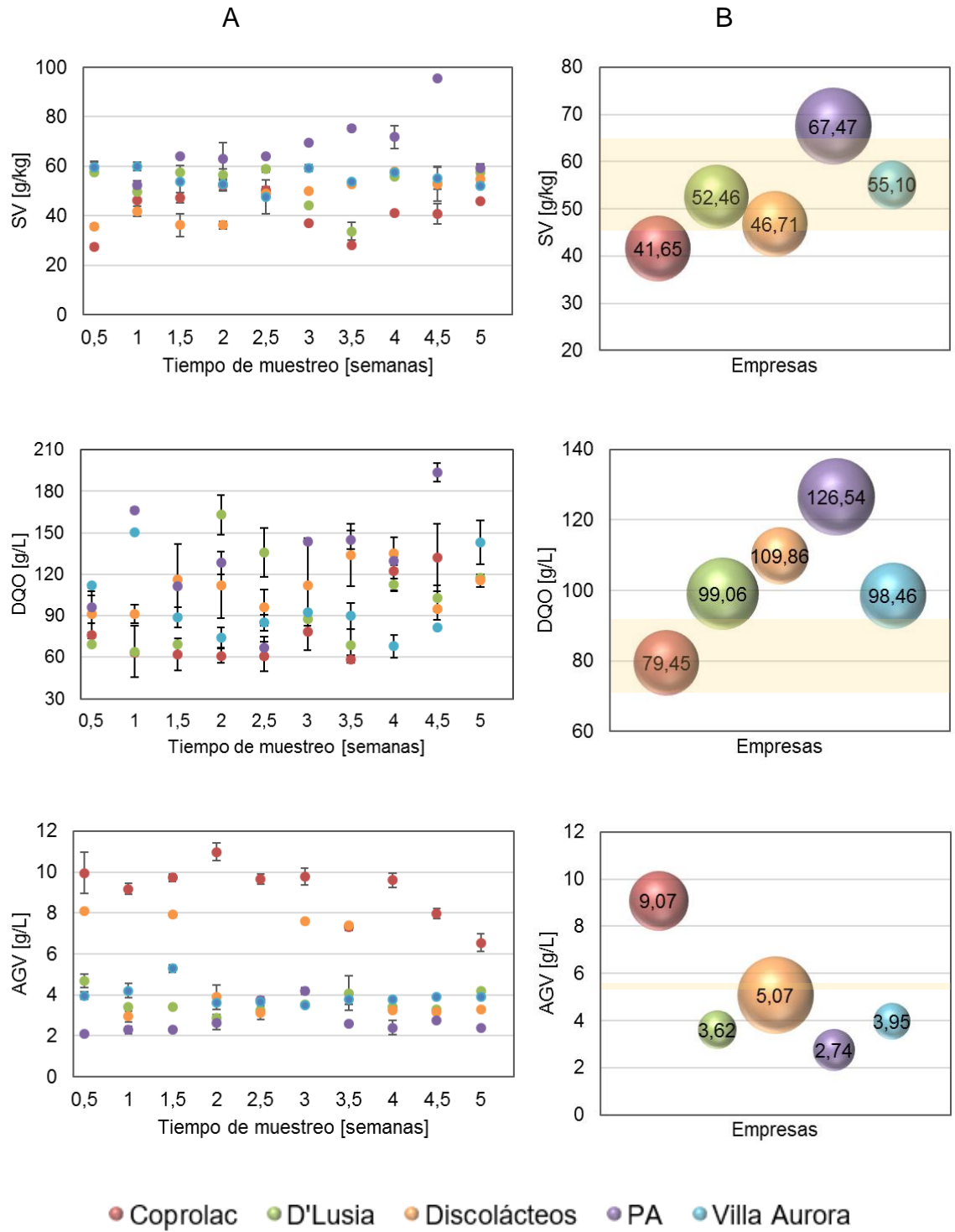
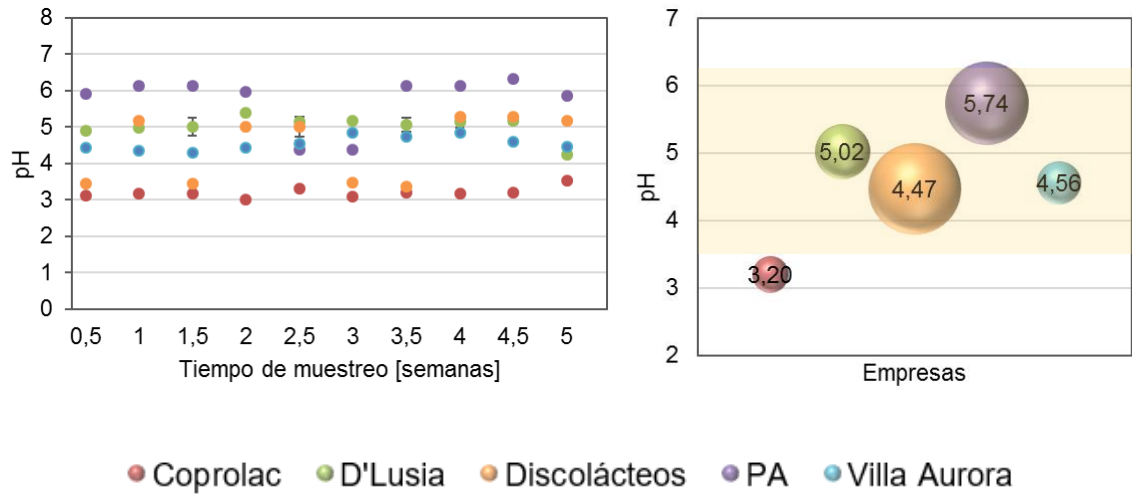


Figura 3 Seguimiento del pH del LS



En términos generales el LS proveniente del proceso artesanal contiene mayor concentración de materia orgánica expresada como 67,47 g SV/kg y 126,54 g DQO/l debido a las características propias de un proceso de este tipo. Por otra parte, el LS de la empresa Coprolac tiene la mayor acidez expresada en pH de 3,20 y AGV de 9,07 g/l debido a que en esta empresa el pH de LS es regulado en este rango para ser utilizado durante el corte de la leche.

### 3.2 PBM del LS

#### 3.2.1 Caracterización del inóculo y sustrato

Para ensayos de PBM se recomienda emplear un inóculo con una AME entre 0,08 a 1,12 g DQO CH<sub>4</sub>/g SV<sub>inóculo</sub>\*día [46]. Los inóculos provenientes de estiércol bovino tienen menor actividad microbiana, por lo cual valores de AME más bajos son aceptables [46]. Aunque estos consorcios presentan baja actividad, tienen una alta capacidad buffer y equilibrio nutricional que los hacen atractivos para degradar sustratos ácidos como el LS [7, 51]. En este estudio, la AME fue de 0,08 g DQO CH<sub>4</sub>/g SV<sub>inóculo</sub> día, la cual se encuentra dentro del rango establecido por estudios anteriores.

La caracterización del inóculo y el sustrato utilizados para el ensayo de PBM se resume en la Tabla 3.

Tabla 3 Caracterización del inóculo y sustrato para el ensayo de PBM

<b>Muestra</b>	<b>SV [g/kg]</b>	<b>DQO [g/l]</b>	<b>pH</b>	<b>AGV [g/l]</b>
Inóculo LEB	11,30 ± 0,28	53,96 ± 3,75	7,79 ± 0,00	1,07 ± 0,00
Coprolac	51,80 ± 1,92	91,69 ± 18,65	3,28 ± 0,00	9,90 ± 0,00
D'Lusia	54,81 ± 0,57	119,45 ± 2,72	4,98 ± 0,01	3,66 ± 0,85
Discolácteos	54,14 ± 0,41	115,33 ± 4,66	5,18 ± 0,01	3,30 ± 0,85
PA	60,00 ± 0,03	84,55 ± 22,54	5,87 ± 0,01	2,40 ± 0,00
Villa Aurora	53,79 ± 3,33	81,52 ± 6,61	4,69 ± 0,03	3,60 ± 1,70

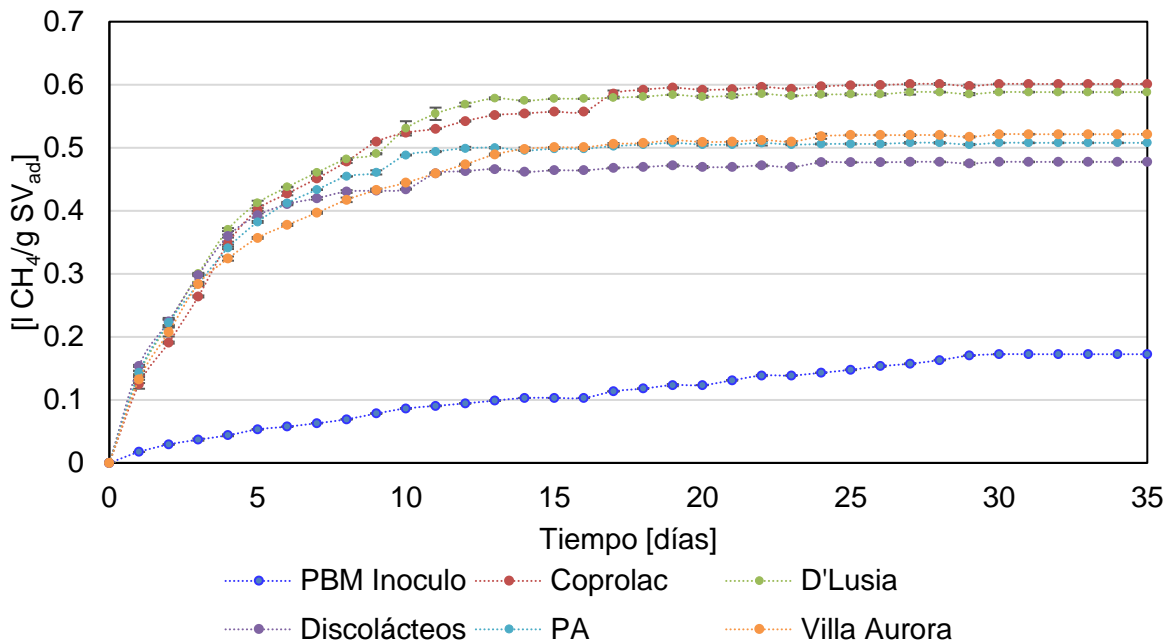
Con respecto a los resultados del inóculo, es evidente que la carga orgánica (SV, DQO) es menor que la de los sustratos, es decir, que es un inóculo agotado, esto garantiza que la producción endógena de metano se reduzca, inclinando el consumo de nutrientes hacia los contenidos en el sustrato. Por otro lado, el pH del LEB es mayor y el contenido de AGV menor al del LS, lo que favorece la estabilidad del proceso al equilibrar el efecto de la acidez del sustrato y suministrar capacidad buffer a la mezcla.

Los valores de los parámetros medidos para el sustrato confirman que el LS tiene alto contenido de materia orgánica y es ácido. Además, todas las variables medidas se encuentran en los rangos establecidos en la caracterización realizada en la primera fase. Es de resaltar la diferencia entre los valores de pH y AGV de la empresa Coprolac ya que la concentración de AGV es 3 veces mayor con respecto al promedio de las muestras de otras empresas, y por consiguiente presenta el valor de pH más bajo. Del muestreo a las cinco empresas, el LS producido en Coprolac tiene mayor concentración de materia orgánica soluble, fácilmente biodegradable, lo cual podría incrementar los rendimientos de metano.

### 3.2.2 PBM del LS

Los perfiles de biodegradabilidad anaeróbica de LS proveniente de las diferentes empresas se presentan en la Figura 4. El PBM corresponde al valor en el cual se estabilizan las curvas. La diferencia entre los experimentos que contienen LS como sustrato con el experimento blanco demuestra el aporte de la carga orgánica del LS para la producción de metano. Estos resultados confirman que es viable producir metano a partir del LS. Durante los primeros cinco días, la producción de metano es similar para todas las muestras evaluadas. Esta tendencia puede ser acreditada al alto contenido de materia fácilmente biodegradable que presenta el LS, representada en AGV y carbohidratos como la lactosa (75% en el contenido de materia seca) [12].

Figura 4 Perfiles de producción de CH<sub>4</sub> a partir del lactosuero



La limitación de sustrato hace que la producción de metano se estabilice. Esta situación se presentó en los días 12, 13, 14, 15 y 18 para las empresas Discolácteos, PA, Villa Aurora, D'Lusia y Coprolac, respectivamente.

Se observa que la producción de metano se encuentra entre 0,48 y 0,60 l CH<sub>4</sub>/g SV<sub>adicionado</sub>. Estos potenciales son similares a los reportados en la literatura utilizando como inóculo estiércol bovino, los cuales están en un intervalo entre 0,58 y 0,42 l CH<sub>4</sub>/g SV<sub>adicionado</sub> [27] y son menores a los potenciales reportados utilizando LPTAR como inóculo, que oscilan entre 0,84 y 0,85 l CH<sub>4</sub>/g SV<sub>adicionado</sub> [25, 26] debido a la mayor actividad microbiana del inóculo.

Con los datos de producción de metano acumulado se realizó el ajuste al modelo cinético de primer orden. Los parámetros del modelo cinético para cada experimento se muestran en la Tabla 4. Los valores del factor cuadrático de regresión (R<sup>2</sup>) de 0,99, el error cuadrático medio (RMSE) con valores inferiores a 0,01 y la diferencia entre el PBM predicho por el modelo y el PBM experimental que fue menor al 1,5% en todos los casos, reafirman un buen ajuste de los datos experimentales al modelo cinético. La comparación de medias para los parámetros k y B<sub>0</sub> mostró que existen diferencias significativas entre todas las muestras para un nivel de significancia de 0,05 (Valores p<0,001), esto corrobora que la velocidad de biodegradabilidad del sustrato depende de la disponibilidad de materia orgánica soluble y determina el rendimiento acumulado de metano.

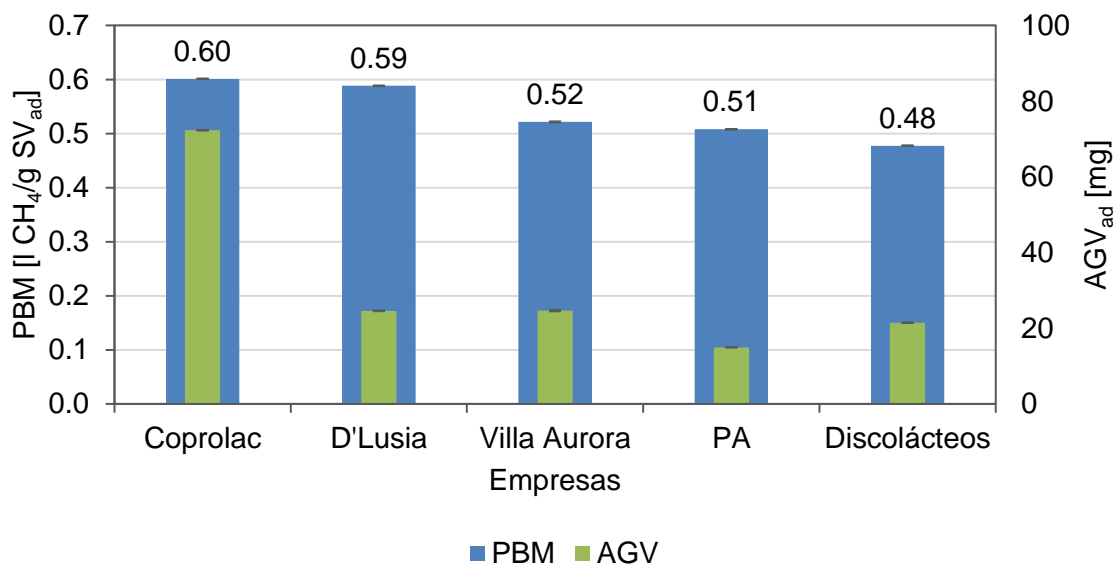
Tabla 4 Parámetros del modelo cinético

Parámetro	Coprolac	D'Lusia	Discolácteos	PA	Villa Aurora
K [día <sup>-1</sup> ]	0,20	0,23	0,34	0,28	0,23
B <sub>0</sub> [l CH <sub>4</sub> /g SV <sub>ad</sub> ]	0,60	0,59	0,47	0,51	0,51
R <sup>2</sup>	0,997	0,996	0,995	0,998	0,992
RMSE	0,008	0,009	0,008	0,005	0,011
Diferencia entre B <sub>0</sub> y PBM <sub>exp</sub> [%]	0,27	0,07	1,45	0,04	1,36

Los resultados de la cinética se correlacionan con la relación PBM/ AGV<sub>adicionados</sub> que se presenta en la Figura 5. De acuerdo a la bioquímica de la DA, los AGV son materia orgánica de rápida biodegradabilidad; por lo tanto, el inóculo degrada en primer lugar los AGV presentes en el LS y una vez agotados estos compuestos, la lactosa que ha sido hidrolizada pasa a ser la fuente de carbono para la producción de metano. En este sentido, el PBM y el contenido de AGV siguen la misma tendencia, a mayor contenido de AGV en la muestra, se alcanza un mayor PBM.

Vale la pena resaltar que se realizó la cuantificación de los AGV al digerido obtenido de cada una de las fermentaciones anaeróbicas. Los resultados muestran concentraciones de AGV entre 0,36 y 0,6 g/l, las cuales están por debajo de la inhibición (5 g/l). Estos resultados permiten inferir que la actividad del inóculo permitió desarrollar las etapas bioquímicas de la digestión satisfactoriamente y mantener el control de ácidos. La caracterización completa de la carga a los biodigestores en el día 0 y del digerido en el día 30 se consignan en el Anexo D.

Figura 5 PBM del LS y contenido de AGV adicionados

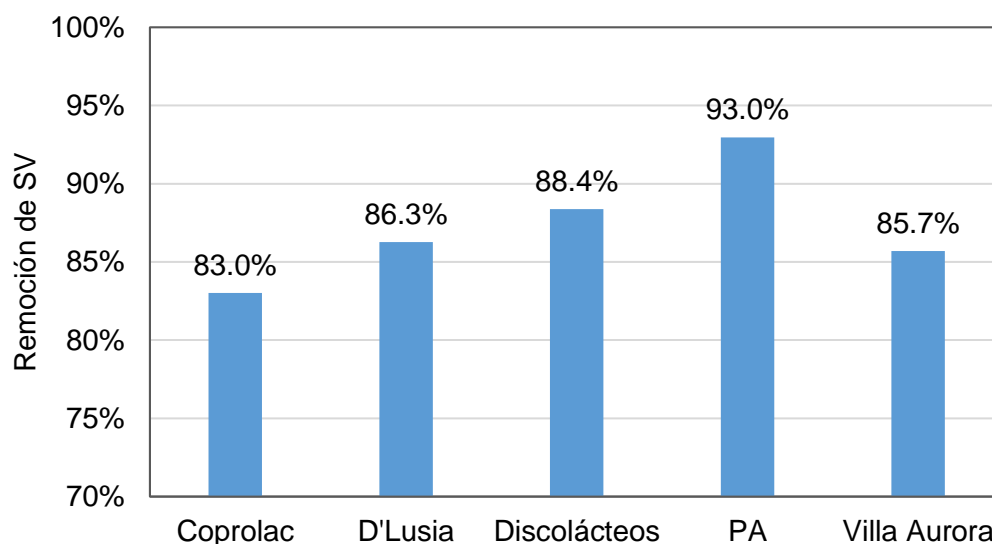


El experimento control (lactosa como sustrato estándar) alcanzó un PBM de 11% inferior a los PBM del LS, esto se debe a que el LS tiene mayor carga orgánica pues además del carbohidrato lactosa, también contiene lípidos y proteínas [12]. A partir de estos valores se concluye que el LEB es un inóculo adecuado para implementar procesos de digestión anaerobia a partir de LS.

### 3.2.3 Remoción de materia orgánica

La remoción de materia orgánica se evaluó cuantificando el contenido de SV como indicador (Figura 6). En todos los casos, la DA logró remociones de SV superiores al 83%. Estos valores de remoción de materia orgánica son comparables a los obtenidos por Ergüder *et al.*, de 90 a 95% [25], bajo las condiciones especificadas en el Anexo E. La comparación entre los resultados obtenidos en este estudio y los reportados en la literatura, demuestran que la reducción de la materia orgánica puede depender de la fuente de inóculo empleada, la relación inóculo sustrato (RIS) y el tiempo de digestión.

Figura 6 Remoción de SV alcanzada en el ensayo de PBM

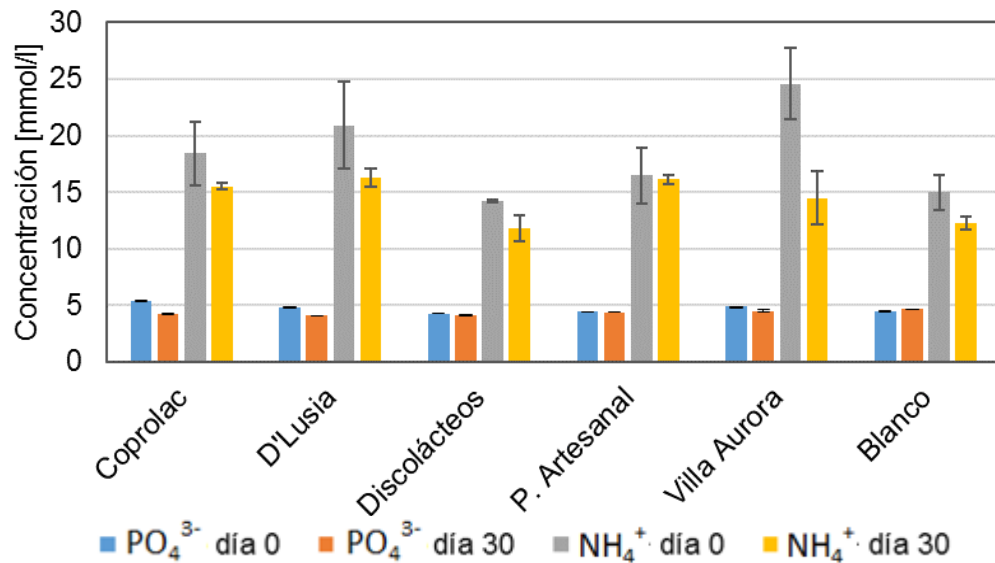


La aplicación de procesos anaeróbicos a la estabilización del lactosuero, tiene como ventaja la valorización energética. De acuerdo con los resultados del PBM y teniendo en cuenta que un m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> equivale a 1,9 kWh, el LS analizado tiene un potencial energético eléctrico, en kWh/m<sup>3</sup> de LS, de 54,54 para Coprolac, 58,02 para D'Lusia, 48,68 para Discolácteos, 53,99 para el LS del proceso artesanal y 50,49 para Villa Aurora. La implementación de digestores anaeróbicos en las empresas y consecuentemente la integración energética, se ve limitada por el uso del inóculo, dado que el LS hace parte de la cadena de producción de la industria de alimentos. Por lo anterior, se propone como potenciales beneficiarios de la implementación de la tecnología, los productores de leche que surten las empresas. En el caso de las fincas, al dedicarse a la cría de ganado y producción de leche, cuentan con el acceso al inóculo (estiércol bovino) y el LS puede ser transportado desde la planta de fabricación de lácteos con la cual trabajan, de esta forma la empresa tiene una alternativa para tratar el residuo y los productores pueden aprovechar el biogás y la energía producida para mejorar su calidad de vida.

### **3.3 POTENCIAL DE PRECIPITACIÓN DE ESTRUVITA**

El digerido anaeróbico tiene un alto contenido de N y P, que son minerales importantes para la producción de fertilizantes. Debido a la alta concentración de iones disueltos de ortofosfatos y amonio en el digerido, existe un alto potencial para la precipitación de ES. En la Figura 7, se presenta el contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> en la carga inicial de los biorreactores y en el digerido proveniente de la DA del LS de las 5 empresas productoras de queso del presente estudio.

Figura 7 Concentración de iones al inicio y final del ensayo de PBM



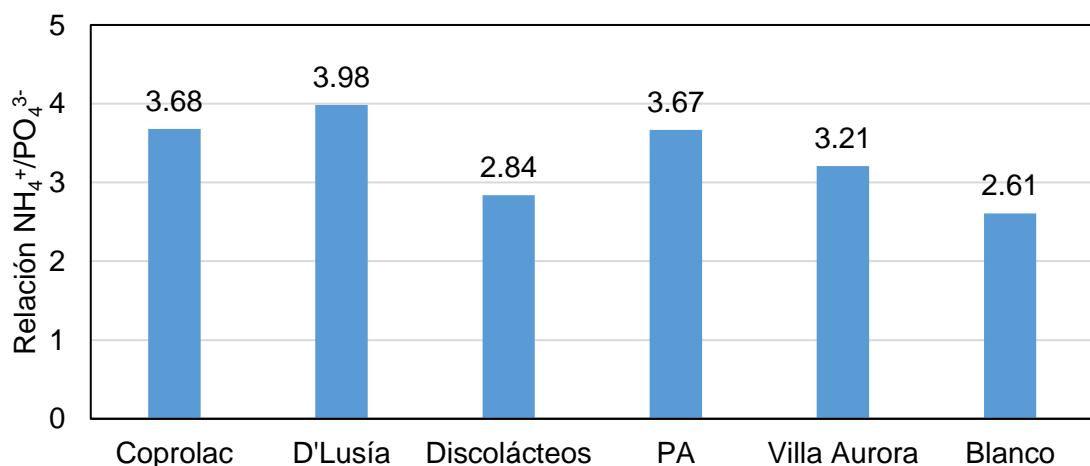
Teniendo en cuenta el N disponible para la precipitación (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), es posible evidenciar una tendencia de disminución. Lo anterior se puede acreditar a efectos positivos en la absorción de amonio durante el periodo de digestión. La absorción de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se considera favorable debido a que su disminución es producto del crecimiento de microorganismos anaeróbicos [52] En este estudio, el contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> varió entre 212,5- 442,55 mg/l.

Por otra parte, de acuerdo al metabolismo anaeróbico, durante la DA el P orgánico e inorgánico es transformado y solubilizado, dando lugar a la forma iónica disponible para precipitarse en forma de ES [53]. Sin embargo, respecto a las concentraciones obtenidas de fósforo, representadas en PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, se puede observar una disminución entre el día 0 y el día 30 para todas las muestras. Este efecto puede ser explicado por la liberación de fosfatos que se da cuando existe una concentración adecuada de AGV. En condiciones anaeróbicas, los AGV son usados como fuente de carbono por los organismos fosfato acumuladores (PAO's, por sus siglas en inglés) para sintetizar polihidroxicanoatos (PHA). Para obtener energía para la síntesis del PHA, las PAO's degradan los polifosfatos presentes, liberando el ion fosfato al medio [54]. En este estudio, la fuente de carbono de fácil asimilación (contenido de

AGV) fue consumido antes de finalizar el proceso de biometanización favoreciendo en su lugar, la formación de polifosfatos [55]. Lo anterior produjo una reducción en las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$ . En este sentido, vale la pena mencionar que esta tendencia es un indicador favorable de que el proceso de DA del LS se llevó a cabo satisfactoriamente y se favoreció al consumo de materia orgánica mejorando la estabilidad del proceso.

En la Figura 8 se presenta la relación del contenido de amonio respecto al contenido de fosfato en el digerido obtenido con cada uno de los LS. Como se puede observar, la variable mencionada se ajusta a lo reportado en la literatura para efluentes anaeróbicos al estar entre 2 y 4 [30], lo que favorece su uso como materia prima para la precipitación de ES. Aunque el experimento para el blanco también se encuentra en el rango mencionado, es el de menor relación de nutrientes; con lo cual se puede decir que el contenido de amonio se ve afectado principalmente por el sustrato utilizado en la DA.

Figura 8 Relación  $\text{NH}_4^+/\text{PO}_4^{3-}$  de los digeridos



Debido a que el contenido de fosfato en el digerido es significativamente menor al contenido de amonio, la concentración del ion  $\text{PO}_4^{3-}$  determina la cantidad máxima

de ES que se podría obtener al realizar la precipitación. Se destaca que debido a la deficiencia del Mg en los efluentes anaeróbicos es necesario adicionar una fuente de este compuesto, por lo cual se considera que una vez adicionada, el Mg estará en la proporción estequiométrica necesaria para completar la reacción, razón por la cual el reactivo límite siempre será el fosfato.

Bajo estas condiciones, se han reportado remociones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  de 40-92% y 76-96%, respectivamente, tras la precipitación de ES en efluentes anaeróbicos [29, 56, 57, 58]. En este sentido, considerando una recuperación total de  $\text{PO}_4^{3-}$  se calculó el potencial de ES con base en la estequiometría de la reacción y en el volumen de LS adicionado en cada biorreactor. En la Tabla 5 se consigna el contenido de fosfato en el digerido obtenido tras el ensayo de PBM y el potencial de ES calculado para cada muestra.

Tabla 5 Contenido de  $\text{PO}_4^{3-}$  en el digerido y potencial de estruvita

<b>Digerido</b>	<b><math>\text{PO}_4^{3-}</math> [mg/l]</b>	<b>Potencial ES [g ES/l LS]</b>
<b>Coprolac</b>	400,00±7,07	8,47
<b>D'Lusia</b>	387,50±3,54	8,93
<b>Discolácteos</b>	395,00±14,14	9,40
<b>PA</b>	417,50±10,61	10,37
<b>Villa Aurora</b>	427,50±10,61	9,67

Este potencial se encuentra entre 8,47 y 10,37 g ES/l LS, de acuerdo a las características del LS y, por ende, del digerido. Debido a la baja disponibilidad de investigaciones de precipitación de ES a partir de LS o de digeridos de este residuo, los resultados no pueden ser comparados. Sin embargo, se puede afirmar que el digerido obtenido por la DA del LS es adecuado como fuente para la precipitación de ES, con lo cual se realiza un reciclaje de nutrientes generando un valor agregado al lactosuero además de la producción de energía en forma de biogás.

## 4 CONCLUSIONES

La caracterización fisicoquímica realizada al lactosuero de cinco empresas lácteas de Santander indicó que en un periodo de 5 semanas el contenido de SV, DQO y AGV, varían entre 40 a 65 g/kg, 65 a 140 g/l y 2 a 10 g/l, respectivamente.

Aun con un contenido de materia orgánica variable y valores de pH ácidos, los lactosueros de las cinco empresas mostraron valores de potencial de biometanización en el rango de 0,48 a 0,60 litros de CH<sub>4</sub>/g SV<sub>adicionado</sub>, permitiendo concluir que la DA de este residuo no sufre inhibición por carga orgánica ni por acidificación.

El digerido de la digestión anaeróbica del lactosuero, presenta una relación de iones NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, favorable para la precipitación de estruvita con un potencial de 8,5 a 10,4 g estruvita/litro de lactosuero.

Los resultados de este estudio, indican que el lactosuero producido en las empresas lácteas de la región, es un sustrato potencial para la valorización energética mediante digestión anaeróbica y la recuperación de nutrientes del digerido mediante precipitación de estruvita.

## **5 RECOMENDACIONES**

Como complemento a este trabajo se recomienda realizar la experimentación correspondiente a la precipitación de ES a partir del digerido de la DA del LS, para determinar la eficiencia de remoción de fosfato y amonio experimental y comparar la producción de ES frente al potencial teórico calculado en este trabajo.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] UNIDAD DE SEGUIMIENTO DE PRECIOS-MINISTERIO DE AGRICULTURA Y DESARROLLO RURAL. Reporte agentes económicos compradores de leche cruda. Bogotá D.C.: USP-MADR, 2015.
- [2] CONTEXTO GANADERO [sitio web]. Consumo per cápita de queso en Colombia es de 1.1 kilos. [Consultado 10 Noviembre 2016]. Disponible en: [http://www. http://www.contextoganadero.com/economia/consumo-capita-de-queso-en-colombia-es-de-11-kilos](http://www.contextoganadero.com/economia/consumo-capita-de-queso-en-colombia-es-de-11-kilos)
- [3] BADUI, S. Química de los Alimentos. 5 ed. Ciudad de México: Pearson Educación, 2013.
- [4] KOSIKOWSKI, Frank V. Whey Utilization and Whey Products1. *Journal of Dairy Science*. 1979, vol. 62, nro 7, p. 1149-1160.
- [5] SISO, MI González. The biotechnological utilization of cheese whey: a review. *Bioresource Technology*. 1996, vol. 57, nro 1, p. 1-11. ISSN 0960-8524
- [6] DAREIOTI, Margarita Andreas; KORNAROS, Michael. Anaerobic mesophilic co-digestion of ensiled sorghum, cheese whey and liquid cow manure in a two-stage CSTR system: Effect of hydraulic retention time. *Bioresource technology*. 2015, vol. 175, p. 553-562. ISSN 0960-8524
- [7] GELEGENIS, John; GEORGAKAKIS, Dimitris; ANGELIDAKI, Irimi, MAVRIS, Vasilis. Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. *Renewable Energy*. 2007, vol. 32, nro 13, p. 2147-2160. ISSN 0960-1481
- [8] JASKO, Janis; SKRIPSTS, Eriks; DUBROVSKIS, Vilis; ZABAROVSKIS, Eduards; KOTELENECS, Vladimirs. Biogas production from cheese whey in

two phase anaerobic digestion. *Engineering for rural development*. 2011, p. 373-376. ISSN 1691-3043

- [9] RIGGIO, Vincenzo A.; COMINO, Elena; ROSSO, Maurizio. Above ground part of common reed to enhance anaerobic co-digestion of farm biomasses: Potential, monitoring and efficiency. *Ecological Engineering*. 2015, vol. 79, p. 35-41. ISSN 0925-8574
- [10] SADDOUD, Ahlem; HASSAÏRI, Ilem; SAYADI, Sami. Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey. *Bioresource technology*. 2007, vol. 98, nro 11, p. 2102-2108. ISSN 0960-8524
- [11] VICEMINISTERIO DE AMBIENTE. Guía Ambiental de la Industria Láctea. Bogotá D.C.: El Viceministerio, 2007.
- [12] PRAZERES, Ana R.; CARVALHO, Fátima; RIVAS, Javier. Cheese whey management: A review. *Journal of Environmental Management*. 2012, vol. 110, p. 48-68. ISSN 0301-4797
- [13] ANGELIDAKI, Irini; KARAKASHEV, Dimitar; BATSTONE, Damien J.; PLUGGE, Caroline M.; STAMS, Alfons J.M. Biomethanation and its potential. *Methods Enzymology*. 2011, vol. 494, nro 16, p. 327-351. ISSN 0076-6879
- [14] WARD, Alastair J., HOBBS, Phil J., HOLLIMAN, Peter J., JONES, David L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource technology*. 2008, vol. 99, nro 17, p. 7928-7940. ISSN 0960-8524
- [15] COMINO, Elena; RIGGIO, Vincenzo A.; ROSSO, Maurizio. Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. *Bioresource technology*, 2012, vol. 114, p. 46-53. ISSN 0960-8524

- [16] SPACHOS, Thomas; STAMATIS, Anastassios. Thermal analysis and optimization of an anaerobic treatment system of whey. *Renewable energy*. 2011, vol. 36, nro 8, p. 2097-2105. ISSN 0960-1481
- [17] ABBASI, Tasneem; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—an overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, vol. 16, nro 5, p. 3228-3242. ISSN 1364-0321
- [18] RODRIGUEZ, Jorge; KLEEREBEZEM, Robbert; LEMA, Juan M.; VAN LOOSDRECHT Mark C. M. Modeling product formation in anaerobic mixed culture fermentations. *Biotechnology and bioengineering*. 2006, vol. 93, nro 3, p. 592-606. ISSN 0006-3592
- [19] CONRAD, Ralf; KLOSE, Melanie; CLAUS, Peter; ENRICH-PRAST, Alex. Methanogenic pathway, <sup>13</sup>C isotope fractionation, and archaeal community composition in the sediment of two clear-water lakes of Amazonia. *Limnology and Oceanography*. 2010, vol. 55, nro 2, p. 689-702. ISSN 1939-5590
- [20] MAO, Chunlan; FENG, Yongzhong; WANG, Xiaojiao; REN, Guangxin. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2015, vol. 45, p. 540-555. ISSN 1364-0321
- [21] NIELSEN, Henrik Bangsø; UELLEND AHL, Hinrich; AHRING, Birgitte Kiær. Regulation and optimization of the biogas process: propionate as a key parameter. *Biomass and Bioenergy*. 2007, vol. 31, no 11, p. 820-830. ISSN 0961-9534
- [22] ANGELIDAKI, Irini; ALVES, M; BOLZONELLA, D; BORZACCONI, L; CAMPOS, J.L; GUWY, A.J; KALYUZHNYI, S; JENICEK, P; VAN LIER, J.B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy

crops: a proposed protocol for batch assays. *Water science and technology*. 2009, vol. 59, no 5, p. 927-934. ISSN 0273-1223

- [23] RAPOSO, F; DE LA RUBIA, M.A; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, vol. 16, no 1, p. 861-877. ISSN 1364-0321
- [24] GARFÍ, Marianna; MARTÍ-HERREO, Jaime; GARWOOD, Anna; FERRER, Ivet. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2016, vol. 60, p. 599-614. ISSN 1364-0321
- [25] ERGÜDER, T.H; TEZEL, U; GUVEN, E; DEMIER, G.N. Anaerobic biotransformation and methane generation potential of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste management*. 2001, vol. 21, no 7, p. 643-650. ISSN 0956-053X
- [26] FERNANDEZ, Camino. Obtención de biogás e hidrógeno a partir de lactosuero. 2014. Tesis Doctoral. León, Universidad de León.
- [27] VELASQUEZ, L; VILLAMIZAR, D. Aprovechamiento energético de lactosuero mediante digestión anaerobia. Trabajo de Grado Ingeniero Químico. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. 2014.
- [28] YANG, Keunyoung; YU, Youngseob; HWANG, Seokhwan. Selective optimization in thermophilic acidogenesis of cheese-whey wastewater to acetic and butyric acids: partial acidification and methanation. *Water Research*. 2003, vol. 37, no 10, p. 2467-2477. ISSN 0043-1354
- [29] SONG, Yong-Hui; QIU, Guang-Lei; YUAN, Peng; CUI, Xiao-Yu; PENG, Jian-Feng; ZENG, Ping; DUAN, Liang; XIANG, Lian-Cheng; QIAN, Feng. Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite

crystallization without chemical additions. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, vol. 190, no 1, p. 140-149. ISSN 0304-3894

- [30] NELSON, Nathan O.; MIKKELSEN, Robert L.; HESTERBERG, Dean L. Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg: P ratio and determination of rate constant. *Bioresource Technology*. 2003, vol. 89, nro 3, p. 229-236. ISSN 0960-8524
- [31] NKOA, Roger. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2014, vol. 34, nro 2, p. 473-492. ISSN 1773-0155
- [32] APPELS, Lise; BAEYENS, Jan; DEGREVÉ, Jan; DEWIL, Raf. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*. 2008, vol. 34, nro 6, p. 755-781. ISSN 0360-1285
- [33] STOLZENBURG, Pierre; CAPDEVIELLE, Aurélie; TEYCHENÉ, Sébastien; BISCANS Béatrice. Struvite precipitation with MgO as a precursor: Application to wastewater treatment. *Chemical Engineering Science*. 2015, vol. 133, p. 9-15. ISSN 0009-2509
- [34] SHU, L. SCHNEIDER, P; JEGATHEESAN, V; JOHNSON, J. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource technology*. 2006, vol. 97, nro 17, p. 2211-2216. ISSN 0960-8524
- [35] KARAK, Tanmoy; SONAR, Indira; NATH, Jyoti Rani; PAUL, Ranjit Kumar; DAS, Sampa; BORUAH, Romesh Kumar; DUTTA, Amrit Kumar; DAS, Kuntal. Struvite for composting of agricultural wastes with termite mound: utilizing the unutilized. *Bioresource technology*. 2015, vol. 187, p. 49-59. ISSN 0960-8524

- [36] ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G. N.; CHEN, S. Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. *Process Biochemistry*. 2005, vol. 40, nro 12, p. 3667-3674. ISSN 1359-5113
- [37] STRATFUL, I.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Research*. 2001, vol. 35, nro 17, p. 4191-4199. ISSN 0043-1354
- [38] ESCUDERO, Ania; BLANCO, Fernando; LACALLE, Arrate; PINTO, Miriam. Struvite precipitation for ammonium removal from anaerobically treated effluents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2015, vol. 3, nro 1, p. 413-419. ISSN 2213-3437
- [39] ROMERO-GÜIZA, M. S; ASTALS, S; MATA-ALVAREZ, J; CHIMENOS, J.M. Feasibility of coupling anaerobic digestion and struvite precipitation in the same reactor: evaluation of different magnesium sources. *Chemical Engineering Journal*, 2015, vol. 270, p. 542-548. ISSN 1385-8947
- [40] LIN, A. Y. Precipitation of Phosphate Minerals from Effluent of Anaerobically Digested Swine Manure. Tesis de Maestría. Tampa, University of South Florida.
- [41] GONZÁLEZ-PONCE, Ricardo; LÓPEZ-DE-SÁ, Esther G.; PLAZA, César. Lettuce response to phosphorus fertilization with struvite recovered from municipal wastewater. *HortScience*. 2009, vol. 44, nro 2, p. 426-430. ISSN 2327-9834
- [42] TAO, Wendong; FATTAH, Kazi P.; HUCHZERMEIER, Matthew P. Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: A review of application potential and hindrances. *Journal of environmental management*. 2016, vol. 169, p. 46-57. ISSN 0301-4797

- [43] AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: APHA, 2005.
- [44] PURSER, BJ Jobling, THAI, S.M.; FRITZ, T; ESTEVES, S.R.; DINSDALE, R.M.; GUWY, A.J. An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. *Water research*. 2014, vol. 61, p. 162-170. ISSN 0043-1354
- [45] MARTÍ, Herrero, et al. *Biodigestores familiares. Guía de diseño y manual de instalación: Biodigestores de polietileno tubular de bajo costo para trópico, valle y altiplano*. Cooperación Técnica Alemana, La Paz (Bolivia). Programa de Desarrollo Agropecuario, La Paz (Bolivia). 2008.
- [46] ASTALS, S; BATSTONE, D.J; TAIT, S; JENSEN, P.D; Development and validation of a rapid test for anaerobic inhibition and toxicity. *Water research*. 2015, vol. 81, p. 208-215. ISSN 0043-1354
- [47] DÍAZ-BÁEZ, María Consuelo; ESPITIA, Sandra Liliana; PÉREZ, Francisco Molina. Digestión Anaerobia: Una aproximación a la tecnología. *Universidad Nacional de Colombia*, 2002.
- [48] ANGELIDAKI, Irini, et al. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*. 2016, vol. 74, nro 11, p. 2515-2522.
- [49] ASTALS, S; ESTEBAN-GUTIÉRREZ, M; FERNÁNDEZ-ARÉVALO, T; AYMERICH, E; GARCÍA-HERAS, J.L; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic digestion of seven different sewage sludges: a biodegradability and modelling study. *Water research*. 2013, vol. 47, nro 16, p. 6033-6043. ISSN 0043-1354
- [50] KARGI, Fikret; UZUNÇAR, Sinan. Simultaneous hydrogen gas formation and COD removal from cheese whey wastewater by electrohydrolysis. *International*

*Journal of Hydrogen Energy*. 2012, vol. 37, nro 16, p. 11656-11665. ISSN 0360-3199

- [51] MORENO, E; PORRAS, Z. Estudio de la relación de mezcla de cosustratos para la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante con estiércol bovino. Trabajo de Grado Ingeniero Químico. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. 2016, p. 18.
- [52] ZHANG, Nan; STANISLAUS, Mishma Silvia; HU, Xiaohong; ZHAO, Chenyu; ZHU, Qi; LI, Dawei; YANG, Yingnan. Strategy of mitigating ammonium-rich waste inhibition on anaerobic digestion by using illuminated bio-zeolite fixed-bed process. *Bioresource technology*. 2016, vol. 222, p. 59-65. ISSN 0960-8524
- [53] HUANG, Weiwei; HUANG, Wenli; YUAN, Tian; ZHAO, Ziwen; CAI, Wei; ZHANG, Zhenya; LEI, Zhongfang; FENG, Chuanping. Volatile fatty acids (VFAs) production from swine manure through short-term dry anaerobic digestion and its separation from nitrogen and phosphorus resources in the digestate. *Water research*. 2016, vol. 90, p. 344-353. ISSN 0043-1354
- [54] SEVIOUR, Robert J.; MINO, Takashi; ONUKI, Motoharu. The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. *FEMS Microbiology Reviews*, 2003, vol. 27, nro 1, p. 99-127.
- [55] SMOLDERS, G. J. F; VAN DER MEIJ, J; VAN LOOSDRECHT, M; HEIJNEN, J.J. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. *Biotechnology and bioengineering*. 1994, vol. 43, nro 6, p. 461-470. ISSN 1097-0290
- [56] PASTOR, L; MANGIN, D; FERRER, J; SECO, A. Struvite formation from the supernatants of an anaerobic digestion pilot plant. *Bioresource technology*. 2010, vol. 101, nro 1, p. 118-125. ISSN 0960-8524

- [57] TÜRKER, Mustafa; ÇELEN, Ipek. Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate. *Bioresource technology*. 2007, vol. 98, nro 8, p. 1529-1534. ISSN 0960-8524
- [58] QUINTANA, M., SANCHEZ, E; COLMENAREJO, M.F; BARRERA, J; GARCIA, G; BORJA, R. Kinetics of phosphorus removal and struvite formation by the utilization of by-product of magnesium oxide production. *Chemical Engineering Journal*, 2005, vol. 111, nro 1, p. 45-52. ISSN 1385-8947
- [59] LABATUT, Rodrigo A.; ANGENENT, Lagus T.; SCOTT, Norman R. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology*. 2011, vol. 102, nro 3, p. 2255-2264. ISSN 0960-8524
- [60] VAN DEN BERG, L.; KENNEDY, K. J. Dairy waste treatment with anaerobic stationary fixed film reactors. *Water Science and Technology*, 1983, vol. 15, nro 8-9, p. 359-368. ISSN 0273-1223
- [61] The NBS tables of chemical thermodynamic properties. Selected values for inorganic and C1 and C2 organic substances in SI units. 1982. *Journal of physical and chemical reference data*. 1989, vol. 18, nro 4, p. 1807-1812.

## BIBLIOGRAFÍA

ABBASI, Tasneem; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—an overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, vol. 16, nro 5, p. 3228-3242. ISSN 1364-0321

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: APHA, 2005.

ANGELIDAKI, Irini, et al. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*. 2016, vol. 74, nro 11, p. 2515-2522.

ANGELIDAKI, Irini; ALVES, M; BOLZONELLA, D; BORZACCONI, L; CAMPOS, J.L; GUWY, A.J; KALYUZHNYI, S; JENICEK, P; VAN LIER, J.B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water science and technology*. 2009, vol. 59, no 5, p. 927-934. ISSN 0273-1223

ANGELIDAKI, Irini; KARAKASHEV, Dimitar; BATSTONE, Damien J.; PLUGGE, Caroline M.; STAMS, Alfons J.M. Biomethanation and its potential. *Methods Enzymology*. 2011, vol. 494, nro 16, p. 327-351. ISSN 0076-6879

APPELS, Lise; BAEYENS, Jan; DEGREVÉ, Jan; DEWIL, Raf. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*. 2008, vol. 34, nro 6, p. 755-781. ISSN 0360-1285

ASTALS, S; BATSTONE, D.J; TAIT, S; JENSEN, P.D; Development and validation of a rapid test for anaerobic inhibition and toxicity. *Water research*. 2015, vol. 81, p. 208-215. ISSN 0043-1354

ASTALS, S; ESTEBAN-GUTIÉRREZ, M; FERNÁNDEZ-ARÉVALO, T; AYMERICH, E; GARCÍA-HERAS, J.L; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic digestion of seven different sewage sludges: a biodegradability and modelling study. *Water research*. 2013, vol. 47, nro 16, p. 6033-6043. ISSN 0043-1354

BADUI, S. *Química de los Alimentos*. 5 ed. Ciudad de México: Pearson Educación, 2013.

COMINO, Elena; RIGGIO, Vincenzo A.; ROSSO, Maurizio. Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. *Bioresource technology*, 2012, vol. 114, p. 46-53. ISSN 0960-8524

CONRAD, Ralf; KLOSE, Melanie; CLAUS, Peter; ENRICH-PRAST, Alex. Methanogenic pathway, <sup>13</sup>C isotope fractionation, and archaeal community composition in the sediment of two clear-water lakes of Amazonia. *Limnology and Oceanography*. 2010, vol. 55, nro 2, p. 689-702. ISSN 1939-5590

CONTEXTO GANADERO [sitio web]. Consumo per cápita de queso en Colombia es de 1.1 kilos. [Consultado 10 Noviembre 2016]. Disponible en: <http://www.contextoganadero.com/economia/consumo-capita-de-queso-en-colombia-es-de-11-kilos>

DAREIOTI, Margarita Andreas; KORNAOS, Michael. Anaerobic mesophilic co-digestion of ensiled sorghum, cheese whey and liquid cow manure in a two-stage CSTR system: Effect of hydraulic retention time. *Bioresource technology*. 2015, vol. 175, p. 553-562. ISSN 0960-8524

DÍAZ-BÁEZ, María Consuelo; ESPITIA, Sandra Liliana; PÉREZ, Francisco Molina. *Digestión Anaerobia: Una aproximación a la tecnología*. Universidad Nacional de Colombia, 2002.

ERGÜDER, T.H; TEZEL, U; GUVEN, E; DEMIER, G.N. Anaerobic biotransformation and methane generation potential of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste management*. 2001, vol. 21, no 7, p. 643-650. ISSN 0956-053X

ESCUADERO, Ania; BLANCO, Fernando; LACALLE, Arrate; PINTO, Miriam. Struvite precipitation for ammonium removal from anaerobically treated effluents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2015, vol. 3, nro 1, p. 413-419. ISSN 2213-3437

FERNANDEZ, Camino. *Obtención de biogás e hidrógeno a partir de lactosuero*. 2014. Tesis Doctoral. León, Universidad de León.

GARFÍ, Marianna; MARTÍ-HERREO, Jaime; GARWOOD, Anna; FERRER, Ivet. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2016, vol. 60, p. 599-614. ISSN 1364-0321

GELEGENIS, John; GEORGAKAKIS, Dimitris; ANGELIDAKI, Irini, MAVRIS, Vasilis. Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. *Renewable Energy*. 2007, vol. 32, nro 13, p. 2147-2160. ISSN 0960-1481

GONZÁLEZ-PONCE, Ricardo; LÓPEZ-DE-SÁ, Esther G.; PLAZA, César. Lettuce response to phosphorus fertilization with struvite recovered from municipal wastewater. *HortScience*. 2009, vol. 44, nro 2, p. 426-430. ISSN 2327-9834

HUANG, Weiwei; HUANG, Wenli; YUAN, Tian; ZHAO, Ziwen; CAI, Wei; ZHANG, Zhenya; LEI, Zhongfang; FENG, Chuanping. Volatile fatty acids (VFAs) production from swine manure through short-term dry anaerobic digestion and its separation from nitrogen and phosphorus resources in the digestate. *Water research*. 2016, vol. 90, p. 344-353. ISSN 0043-1354

JASKO, Janis; SKRIPSTS, Eriks; DUBROVSKIS, Vilis; ZABAROVSKIS, Eduards; KOTELENECS, Vladimirs. Biogas production from cheese whey in two phase anaerobic digestion. Engineering for rural development. 2011, p. 373-376. ISSN 1691-3043

KARAK, Tanmoy; SONAR, Indira; NATH, Jyoti Rani; PAUL, Ranjit Kumar; DAS, Sampa; BORUAH, Romesh Kumar; DUTTA, Amrit Kumar; DAS, Kuntal. Struvite for composting of agricultural wastes with termite mound: utilizing the unutilized. Bioresource technology. 2015, vol. 187, p. 49-59. ISSN 0960-8524

KARGI, Fikret; UZUNÇAR, Sinan. Simultaneous hydrogen gas formation and COD removal from cheese whey wastewater by electrohydrolysis. International Journal of Hydrogen Energy. 2012, vol. 37, nro 16, p. 11656-11665. ISSN 0360-3199

KOSIKOWSKI, Frank V. Whey Utilization and Whey Products<sup>1</sup>. Journal of Dairy Science. 1979, vol. 62, nro 7, p. 1149-1160.

LABATUT, Rodrigo A.; ANGENENT, Largus T.; SCOTT, Norman R. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. Bioresource technology. 2011, vol. 102, nro 3, p. 2255-2264. ISSN 0960-8524

LIN, A. Y. Precipitation of Phosphate Minerals from Effluent of Anaerobically Digested Swine Manure. Tesis de Maestría. Tampa, University of South Florida.

MAO, Chunlan; FENG, Yongzhong; WANG, Xiaojiao; REN, Guangxin. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2015, vol. 45, p. 540-555. ISSN 1364-0321

MARTÍ, Herrero, et al. Biodigestores familiares. Guía de diseño y manual de instalación: Biodigestores de polietileno tubular de bajo costo para trópico, valle y altiplano. Cooperación Técnica Alemana, La Paz (Bolivia). Programa de Desarrollo Agropecuario, La Paz (Bolivia). 2008.

MORENO, E; PORRAS, Z. Estudio de la relación de mezcla de cosustratos para la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante con estiércol bovino. Trabajo de Grado Ingeniero Químico. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. 2016, p. 18.

NELSON, Nathan O.; MIKKELSEN, Robert L.; HESTERBERG, Dean L. Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg: P ratio and determination of rate constant. Bioresource Technology. 2003, vol. 89, nro 3, p. 229-236. ISSN 0960-8524

NIELSEN, Henrik Bangsø; UELLEND AHL, Hinrich; AHRING, Birgitte Kiær. Regulation and optimization of the biogas process: propionate as a key

parameter. *Biomass and Bioenergy*. 2007, vol. 31, no 11, p. 820-830. ISSN 0961-9534

NKOA, Roger. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2014, vol. 34, nro 2, p. 473-492. ISSN 1773-0155

PASTOR, L; MANGIN, D; FERRER, J; SECO, A. Struvite formation from the supernatants of an anaerobic digestion pilot plant. *Bioresource technology*. 2010, vol. 101, nro 1, p. 118-125. ISSN 0960-8524

PRAZERES, Ana R.; CARVALHO, Fátima; RIVAS, Javier. Cheese whey management: A review. *Journal of Environmental Management*. 2012, vol. 110, p. 48-68. ISSN 0301-4797

PURSER, BJ Jobling, THAI, S.M.; FRITZ, T; ESTEVES, S.R.; DINSDALE, R.M.; GUWY, A.J. An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. *Water research*. 2014, vol. 61, p. 162-170. ISSN 0043-1354

QUINTANA, M., SANCHEZ, E; COLMENAREJO, M.F; BARRERA, J; GARCIA, G; BORJA, R. Kinetics of phosphorus removal and struvite formation by the utilization of by-product of magnesium oxide production. *Chemical Engineering Journal*, 2005, vol. 111, nro 1, p. 45-52. ISSN 1385-8947

RAPOSO, F; DE LA RUBIA, M.A; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, vol. 16, no 1, p. 861-877. ISSN 1364-0321

RIGGIO, Vincenzo A.; COMINO, Elena; ROSSO, Maurizio. Above ground part of common reed to enhance anaerobic co-digestion of farm biomasses: Potential, monitoring and efficiency. *Ecological Engineering*. 2015, vol. 79, p. 35-41. ISSN 0925-8574

RODRIGUEZ, Jorge; KLEEREBEZEM, Robbert; LEMA, Juan M.; VAN LOOSDRECHT Mark C. M. Modeling product formation in anaerobic mixed culture fermentations. *Biotechnology and bioengineering*. 2006, vol. 93, nro 3, p. 592-606. ISSN 0006-3592

ROMERO-GÜIZA, M. S; ASTALS, S; MATA-ALVAREZ, J; CHIMENOS, J.M. Feasibility of coupling anaerobic digestion and struvite precipitation in the same reactor: evaluation of different magnesium sources. *Chemical Engineering Journal*, 2015, vol. 270, p. 542-548. ISSN 1385-8947

- SADDOUD, Ahlem; HASSAÏRI, Ilem; SAYADI, Sami. Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey. *Bioresource technology*. 2007, vol. 98, nro 11, p. 2102-2108. ISSN 0960-8524
- SEVIOUR, Robert J.; MINO, Takashi; ONUKI, Motoharu. The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. *FEMS Microbiology Reviews*, 2003, vol. 27, nro 1, p. 99-127.
- SHU, L. SCHNEIDER, P; JEGATHEESAN, V; JOHNSON, J. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource technology*. 2006, vol. 97, nro 17, p. 2211-2216. ISSN 0960-8524
- SISO, MI González. The biotechnological utilization of cheese whey: a review. *Bioresource Technology*. 1996, vol. 57, nro 1, p. 1-11. ISSN 0960-8524
- SMOLDERS, G. J. F; VAN DER MEIJ, J; VAN LOOSDRECHT, M; HEIJNEN, J.J. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. *Biotechnology and bioengineering*. 1994, vol. 43, nro 6, p. 461-470. ISSN 1097-0290
- SONG, Yong-Hui; QIU, Guang-Lei; YUAN, Peng; CUI, Xiao-Yu; PENG, Jian-Feng; ZENG, Ping; DUAN, Liang; XIANG, Lian-Cheng; QIAN, Feng. Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite crystallization without chemical additions. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, vol. 190, no 1, p. 140-149. ISSN 0304-3894
- SPACHOS, Thomas; STAMATIS, Anastassios. Thermal analysis and optimization of an anaerobic treatment system of whey. *Renewable energy*. 2011, vol. 36, nro 8, p. 2097-2105. ISSN 0960-1481
- STOLZENBURG, Pierre; CAPDEVIELLE, Aurélie; TEYCHENÉ, Sébastien; BISCANS Béatrice. Struvite precipitation with MgO as a precursor: Application to wastewater treatment. *Chemical Engineering Science*. 2015, vol. 133, p. 9-15. ISSN 0009-2509
- STRATFUL, I.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Research*. 2001, vol. 35, nro 17, p. 4191-4199. ISSN 0043-1354
- TAO, Wendong; FATTAH, Kazi P.; HUCHZERMEIER, Matthew P. Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: A review of application potential and hindrances. *Journal of environmental management*. 2016, vol. 169, p. 46-57. ISSN 0301-4797

The NBS tables of chemical thermodynamic properties. Selected values for inorganic and C1 and C2 organic substances in SI units. 1982. Journal of physical and chemical reference data. 1989, vol. 18, nro 4, p. 1807-1812.

TÜRKER, Mustafa; ÇELEN, Ipek. Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate. Bioresource technology. 2007, vol. 98, nro 8, p. 1529-1534. ISSN 0960-8524

ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G. N.; CHEN, S. Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. Process Biochemistry. 2005, vol. 40, nro 12, p. 3667-3674. ISSN 1359-5113

UNIDAD DE SEGUIMIENTO DE PRECIOS-MINISTERIO DE AGRICULTURA Y DESARROLLO RURAL. Reporte agentes económicos compradores de leche cruda. Bogotá D.C.: USP-MADR, 2015.

VAN DEN BERG, L.; KENNEDY, K. J. Dairy waste treatment with anaerobic stationary fixed film reactors. Water Science and Technology, 1983, vol. 15, nro 8-9, p. 359-368. ISSN 0273-1223

VELASQUEZ, L; VILLAMIZAR, D. Aprovechamiento energético de lactosuero mediante digestión anaerobia. Trabajo de Grado Ingeniero Químico. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. 2014.

VICEMINISTERIO DE AMBIENTE. Guía Ambiental de la Industria Láctea. Bogotá D.C.: El Viceministerio, 2007.

WARD, Alastair J., HOBBS, Phil J.; HOLLIMAN, Peter J.; JONES, David L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. Bioresource technology. 2008, vol. 99, nro 17, p. 7928-7940. ISSN 0960-8524

YANG, Keunyoung; YU, Youngseob; HWANG, Seokhwan. Selective optimization in thermophilic acidogenesis of cheese-whey wastewater to acetic and butyric acids: partial acidification and methanation. Water Research. 2003, vol. 37, no 10, p. 2467-2477. ISSN 0043-1354

ZHANG, Nan; STANISLAUS, Mishma Silvia; HU, Xiaohong; ZHAO, Chenyu; ZHU, Qi; LI, Dawei; YANG, Yingnan. Strategy of mitigating ammonium-rich waste inhibition on anaerobic digestion by using illuminated bio-zeolite fixed-bed process. Bioresource technology. 2016, vol. 222, p. 59-65. ISSN 0960-8524

## ANEXOS

### Anexo A Caracterización completa del lactosuero

Tabla A 1 Caracterización del LS

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Demanda biológica de oxígeno (DBO)	79900	mg O <sub>2</sub> /L
Demanda química de oxígeno (DQO)	53	g/L
Nitrógeno total (N)	1210,23	mg N/L
Carbono orgánico total (C)	13880	mg C/L
C/N	22,1	
Amonio	67,23	mg N/kg
Carbohidratos	55,33	%
Proteínas	23	%
Lípidos	1,92	%
pH	3,78	
Sólidos totales (ST)	55,1	g/L
Sólidos volátiles (SV)	42	g/L
Sólidos fijos (SF)	7,7	g/L
T KJELDAHL N	1,2	g/L
T P	0,2	g/L
Fórmula Empírica	C <sub>27</sub> H <sub>44</sub> O <sub>20</sub> N <sub>2</sub>	

Fuente: Laboratorio de Biotecnología

## **Anexo B** Formato de entrevista para las empresas estudiadas

El grupo de Digestión Anaerobia perteneciente a la Escuela de Ingeniería Química de la UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER agradece su participación y colaboración en el suministro de datos y de muestras de lactosuero generado en la planta de producción, perteneciente a la empresa en la cual usted trabaja.

En el marco del trabajo de investigación “Digestión anaerobia de lactosuero para su valorización energética y recuperación de nutrientes (N y P)” con el fin de complementar la información de las empresas estudiadas, solicitamos amablemente responder las siguientes preguntas:

Nombre de la empresa a la cual pertenece:

---

1. ¿Con cuántos empleados cuenta la empresa?
2. ¿Cuánta leche procesan al día para la fabricación de queso?
3. ¿Toda la leche procesada proviene de la misma zona de fincas de producción?
4. ¿Qué análisis de caracterización se le realiza a la leche una vez recibida y con qué frecuencia?
5. ¿Qué cantidad de queso fabrican diariamente?
6. ¿Cuántos tipos de queso fabrican?
7. ¿Qué volumen de lactosuero generan al día?
8. A demás del lactosuero, ¿Qué otros tipos de residuos generan?
9. ¿La empresa dispone de algún tipo de planta de tratamiento de aguas residuales?

10. ¿Qué disposición final tiene el lactosuero generado durante el proceso de fabricación del queso en la planta?
11. ¿Cómo disponen los residuos generados durante las actividades laborales desarrolladas diariamente?
12. ¿Cuál es el requerimiento energético de sus actividades laborales? 0 ¿Cuánta energía eléctrica usan diaria o mensualmente?
13. ¿Cuáles equipos son los que más energía eléctrica requieren durante las actividades laborales?
14. ¿Autoriza usted a los autores de este trabajo de investigación a publicar el nombre de su empresa en la presentación de los resultados obtenidos y la redacción del documento final, el cual es requisito de grado?

NOTA: los datos suministrados serán utilizados únicamente con fines académicos.

## Anexo C Protocolo para realizar ensayo de PBM

### Definición

El Potencial de biometanización (PBM) se define como la capacidad de biodegradabilidad anaeróbica de un sustrato, expresada como rendimiento  $Y_{p/s}$ . Esta medida se puede describir en términos generales como volumen de metano acumulado, medido en condiciones estándar de temperatura y presión (STP), por la cantidad de sustrato en términos de materia orgánica. En la tabla 2 se muestran las diferentes formas de expresar el PBM.

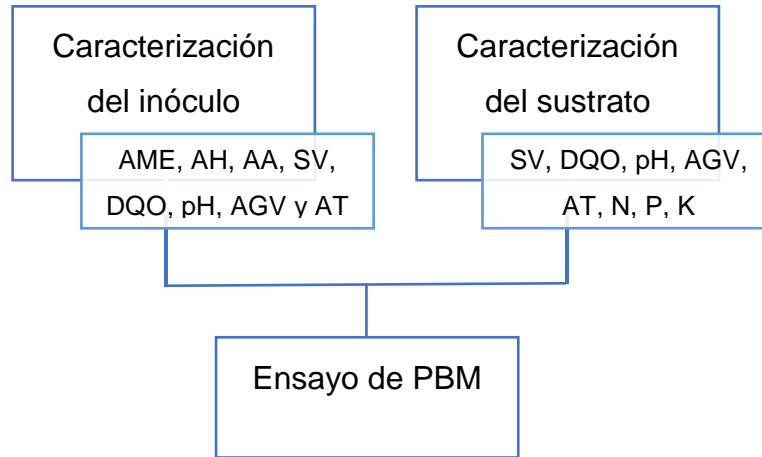
Tabla C 1 Unidades reportadas para PBM

Unidades	Referencia
$\frac{m^3 CH_4}{kg SV_{adicionado}}$	[59]
$\frac{m^3 CH_4}{kg DQO_{adicionado}}$	[25]
$\frac{m^3 CH_4}{kg DQO_{removido}}$	[60]
$\frac{m^3 CH_4}{kg SV_{removido}}$	[23]

### Metodología

La determinación del PBM requiere conocer la caracterización fisicoquímica del sustrato y del inóculo [22]. En la Figura C 1 se presenta un esquema general de la metodología.

Figura C 1 Metodología para la determinación del PBM



## 1. Caracterización del inóculo

1.1. Se selecciona un inóculo fresco procedente de un reactor anaeróbico activo y se pre-incuba a temperatura mesofílica ( $37 \pm 2$  °C) por un periodo de 2 a 5 días.

1.2. La actividad metanogénica específica (AME) debe ser determinada (ver Protocolo AME). Para realizar el ensayo de PBM es recomendable que el valor de AME del inóculo sea mayor o igual a  $0,1 \text{ g DQO-CH}_4/\text{ g SSV} \cdot \text{día}$  [22] o de  $0,08$  a  $1,12 \text{ g DQO-CH}_4/\text{ g SV} \cdot \text{día}$  [46].

1.3. Es necesario evaluar la actividad hidrolítica (AH) y la actividad acidogénica (AA) del inóculo con el fin de conocer la capacidad del mismo para llevar a cabo las principales etapas de la bioquímica de la digestión anaeróbica (Ver Protocolos AH y AA).

1.4. Como medida de la materia orgánica presente en el inóculo se deben realizar las pruebas necesarias para determinar el contenido de sólidos volátiles (SV) y la demanda química de oxígeno (DQO). Adicionalmente, para garantizar la estabilidad en el proceso de digestión anaeróbica, el pH, el contenido de ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad total (AT) deben conocerse como parte de la caracterización del inóculo (Ver protocolos SV, DQO, pH y AGV).

## **2. Caracterización del sustrato**

La caracterización del sustrato se basa principalmente en conocer el contenido de materia orgánica presente en términos de SV y DQO. Además, se debe determinar el pH, contenido de AGV, AT, contenido de nitrógeno y fósforo. Para eso se emplean los mismos protocolos mencionados en la caracterización del inóculo.

## **3. Ensayo de PBM**

3.1. Los reactores a emplear en este experimento deben ser botellas de vidrio con un volumen mayor o igual a 100 ml, considerando un volumen de trabajo de 65 ml.

3.2. Seleccione la relación inóculo/ sustrato en términos de SV (RIS) a utilizar en el ensayo. Tenga en cuenta que este parámetro debe ser mayor a 1 con el fin de que la cantidad de inóculo sea suficiente para evitar la acumulación de AGV e inhibición del proceso de DA. En el caso de sustratos ácidos, considere valores de RIS más altos [23].

3.3. Calcule la cantidad de inóculo a adicionar teniendo en cuenta la RIS seleccionada, los SV del inóculo, del sustrato y el volumen de trabajo.

3.4. Es necesario el montaje de blancos para evaluar el metabolismo endógeno del inóculo y el montaje de controles para determinar la producción de metano de un sustrato químicamente definido que represente el mayor componente del sustrato a evaluar.

3.5. Realice por lo menos 3 réplicas por cada uno de los experimentos a evaluar.

3.6. Cargue los reactores con las mezclas\* inóculo/sustrato a evaluar, selle los reactores utilizando tapones de butilo y agrafes de aluminio. Purgue con nitrógeno durante 2 a 3 minutos para garantizar las condiciones de anaerobiosis y posteriormente saque los gases de cada reactor utilizando una aguja.

(\*) Si el pH de la mezcla es inferior a 6, es necesario aumentarlo a un valor neutro.

#### 4. Medición del biogás

Para el seguimiento del PBM se debe hacer cuantificación diaria de la producción de metano (Ver protocolo de desplazamiento alcalino).

La correcta medición del biogás es determinante en la confiabilidad de los resultados obtenidos, por esto se recomienda:

- Garantizar la altura mínima de NaOH en la columna para que pueda llevarse a cabo la correcta absorción reactiva de CO<sub>2</sub>.
- Evitar grandes variaciones en la altura de la columna para disminuir la influencia de la presión hidrostática en las mediciones.
- Conocer la temperatura ambiente al momento de medir el biogás para normalizar el volumen medido a condiciones estándar.

#### 5. Reporte de resultados

Dentro de la presentación de resultados se debe incluir la caracterización del inóculo y del sustrato (AME, SV, DQO, pH, AGV), y las condiciones del ensayo (Temperatura, RIS, Volumen de trabajo).

En cuanto a la producción de metano, deben presentarse los resultados para cada mezcla, el blanco y el control, reportando el promedio de las mediciones y la desviación entre réplicas. Así mismo, es importante resaltar las condiciones STP empleadas en la corrección de las mediciones de metano. Se sugiere utilizar las condiciones estándar definidas por el *National Bureau of Standards*, correspondientes a 25 °C y 100 kPa [61].

Finalmente como un referente máximo para el sustrato estudiado es posible calcular el PBM teórico utilizando la ecuación de Buswell, que considera la composición elemental del sustrato.

$$PBM_{teórico} \left[ \frac{ml CH_4}{g SV} \right] = \frac{22,4 \left( \frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8} \right) 1000}{12n + a + 16b + 14c} \quad (7)$$

Donde,

$n$  = número de moles de carbono

$a$  = número de moles de hidrógeno

$b$  = número de moles de oxígeno

$c$  = número de moles de nitrógeno

22,4: Volumen ( $l$ ) ocupado por un gas ideal a condiciones estándar de temperatura y presión

1000: Factor de conversión del volumen ( $l$ ) a ( $ml$ )

12, 1, 16, 14: Peso molecular del carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno, respectivamente.

Es importante resaltar que la ecuación (7) considera que todo el contenido de materia orgánica presente en el sustrato es biodegradable y se convierte en  $CH_4$ , lo cual no es cierto en condiciones reales debido a que el sustrato puede contener materia orgánica no biodegradable y pueden formarse otros subproductos además del metano. En este sentido, el PBM teórico es una sobre-estimación de la producción del gas a partir de un sustrato conocido.

## Anexo D Caracterización carga y digerido ensayo de PBM

Tabla D 1 Carga de los biorreactores para ensayo de PBM

<b>Muestra</b>	<b>V<sub>LS</sub> [ml]</b>	<b>V<sub>AD</sub> [ml]</b>
Coprolac	6,31	13,69
D'Lusia	5,80	14,20
Discolácteos	5,61	14,39
Gustavo	5,38	14,62
Villa Aurora	5,91	14,09

Tabla D 2 Caracterización de las cargas de los biorreactores

<b>Muestra</b>	<b>SV [g/kg]</b>	<b>DQO [g/l]</b>	<b>pH</b>	<b>AGV [g/l]</b>
Blanco	10,88 ± 1,84	61,48 ± 5,62	8,12 ± 0,00	0,60 ± 0,00
M. Coprolac	17,04 ± 1,05	50,43 ± 12,49	7,42 ± 0,00	1,50 ± 0,08
M. D'Lusia	19,00 ± 1,03	46,02 ± 4,99	7,76 ± 0,00	1,32 ± 0,00
M. Discolácteos	20,09 ± 1,20	89,95 ± 0,94	7,79 ± 0,00	0,96 ± 0,00
M. Gustavo	18,15 ± 0,53	59,93 ± 15,92	7,86 ± 0,00	0,78 ± 0,08
M. Villa Aurora	16,82 ± 0,53	55,95 ± 13,42	7,38 ± 0,00	1,14 ± 0,08
M. Lactosa	13,08 ± 0,48	87,08 ± 1,25	7,99 ± 0,00	0,60 ± 0,00

Tabla D 3 Caracterización de los digeridos

<b>Muestra</b>	<b>SV [g/kg]</b>	<b>DQO [g/l]</b>	<b>pH</b>	<b>AGV [g/l]</b>
Blanco	7,23 ± 0,48	34,61 ± 0,15	8,33 ± 0,12	0,42 ± 0,08
D. Coprolac	12,55 ± 0,19	12,19 ± 3,81	7,84 ± 0,07	0,42 ± 0,08
D. D'Lusia	12,50 ± 0,21	14,99 ± 0,15	8,14 ± 0,50	0,54 ± 0,08
D. Discolácteos	12,38 ± 0,00	36,66 ± 7,32	7,98 ± 0,04	0,60 ± 0,00
D. Gustavo	11,66 ± 0,71	4,32 ± 2,13	7,55 ± 0,07	0,60 ± 0,00
D. Villa Aurora	12,26 ± 0,34	10,35 ± 0,98	8,11 ± 0,39	0,36 ± 0,00
D. Lactosa	12,91 ± 0,45	18,44 ± 0,46	8,25 ± 0,54	0,48 ± 0,00

## Anexo E Revisión bibliográfica: PBM del LS

PBM [l CH <sub>4</sub> /g SV]	Condiciones del ensayo	Referencia
<b>0,850</b>	Inóculo: LPTAR Botellas de 125 ml con V <sub>trabajo</sub> =50 ml Temperatura= 32 ± 2°C Tiempo: 68 días Carga LS: 5,5 g/l	[25]
<b>0,838</b>	Inóculo: LPTAR Erlenmeyers de V <sub>trabajo</sub> =250 mL Temperatura= 35 °C Agitación: Si (250 rpm) Tiempo: 45 días Carga LS: 6,2 g SV/l	[26]
<b>0,580</b>	Inóculo: EBE Botellas de 50 ml con V <sub>trabajo</sub> =35 ml Temperatura= 39 ± 2°C Agitación: manual e intermitente Tiempo: 30 días Carga: RISV 30/70	[27]
<b>0,420</b>	Inóculo: Estiércol bovino fresco Botellas de 50 ml con V <sub>trabajo</sub> =35 ml Temperatura= 39 ± 2°C Tiempo: 30 días Carga: RISV 30/70	[27]