

Capítulo 9 Codigestión anaerobia como alternativa para el tratamiento de aguas residuales lácteas y la generación de biogás y biosólidos

Chapter 9 Codigestión anaerobia como alternativa para el tratamiento de aguas residuales lácteas y la generación de biogás y biosólidos

BERNAL-MARTINEZ, Arodí†*, GONZÁLEZ-LÓPEZ, Gloria Inés y CUEVAS-RODRIGUEZ, Germán

División de Ingenierías, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Universidad de Guanajuato, Av. Juárez #77. Col. Centro CP. 36000. Guanajuato, Guanajuato

ID 1^{er} Autor: Arodí, Bernal-Martinez **ORC ID:** 0000-0002-7339-590X, **CVU CONACYT ID:** 35506

ID 1^{er} Coautor: Gloria Inés, González-López / **ORC ID:** 0000-0002-8763-2128, **CVU CONACYT ID:** 65908

ID 2^{do} Coautor: Germán, Cuevas-Rodriguez / **ORC ID:** 0000-0002-2541-220X, **CVU CONACYT ID:** 121523

DOI: 10.35429/H.2020.8.115.141

A. Bernal, G. González y G. Cuevas

arodiberna@ugto.mx

A. Marroquín, J. Olivares, L. Cruz y A. Bautista. (Coord) Ciencias ambientales, uso de recursos. Handbooks-©ECORFAN-Mexico, Querétaro, 2020.

Resumen

Anaerobic digestion of dairy wastewater is an economical and viable option for its treatment, however this type of substrate can be a problem for the optimal development of a digester. Anaerobic co-digestion is the treatment of a set of organic residues of different origins and composition, where the balance of nutrients and the physicochemical characteristics of the substrate are improved, helping to better stabilize the system and increase the production of biogas. This would favor the cogeneration of electrical energy and, consequently, would reduce the use of fossil fuels by the use of clean, renewable and low-cost energy. The objective of this work was to develop an anaerobic co-digestion bioprocess, in order to treat the wastewater from the dairy industry and residual sludge, as well as to evaluate the production of biogas and the obtaining of biosolids. This process is visualized with a feasible treatment. Regarding the generated sludge, it was found that it does not have toxic characteristics, concluding that the co-digestion used is an alternative for the recovery and reuse of wastewater, as well as the generation of biogas and biosolids.

Codigestion, anaerobic, biogas, biosolids, dairy wastewater

Abstract

La digestión anaerobia de aguas residuales lácteas es una opción económica y viable para su tratamiento, sin embargo este tipo de sustrato puede ser un problema para el desarrollo óptimo de un digestor. La codigestión anaerobia, es el tratamiento de un conjunto de residuos orgánicos de diferente origen y composición, donde se mejora el balance de nutrientes y características fisicoquímicas del sustrato, ayudando a una mejor estabilización del sistema y a una mayor producción de biogás. Lo anterior favorecería la cogeneración de energía eléctrica y en consecuencia, reduciría la utilización de combustibles fósiles por el empleo de una energía limpia, renovable y de bajo costo. El objetivo de este trabajo fue desarrollar un bioproceso de codigestión anaerobia, con la finalidad de tratar las aguas residuales de la industria láctea y lodos residuales, así como evaluar la producción de biogás y la obtención de biosólidos. Este proceso se visualiza con un tratamiento factible. En cuanto al lodo generado, se encontró que no posee características tóxicas, concluyendo que la codigestión empleada es una alternativa para la recuperación y reutilización de aguas residuales, así como la generación de biogás y biosólidos.

Codigestión, anaerobio, biogás, biosólidos, aguas residuales lácteas

9. Introducción

En México se ha progresado poco en la tarea de reducir la generación de contaminantes en el agua y en la búsqueda de energías limpias, es por ello que se requiere de nuevas tecnologías para lograr una mayor protección al ambiente en estos temas de gran importancia.

En el caso del tratamiento de Aguas Residuales Industriales (ARI) para el año 2018, había 3144 plantas instaladas en el país. La industria para ese periodo generó 218.1 m³/s de AR y de éstos, se trató el 40% del volumen generado (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2018), el restante era descargado de manera directa a los cuerpos de agua y en el mejor de los casos fue vertido al sistema de alcantarillado municipal. Hace aproximadamente 3 años, algunos estados del País han implementado más infraestructura en plantas de tratamiento en las industrias para sus AR, sin embargo, mantener una instalación de este tipo suele resultar costoso para las empresas e incluso difícil de mantener en funcionamiento.

Los efluentes de la industria láctea forman parte de los contaminantes más severos que existen, debido a las características que posee y el desorden ecológico que puede ocasionar al descargarse a los cuerpos receptores, dañando a los elementos de los ecosistemas acuáticos principalmente. Por ejemplo el suero de leche, un subproducto de la producción de quesos, caseína, caseinatos y mantequilla, que representa del 80 al 90% del volumen del lácteo transformado por esta industria, y que para su tratamiento biológico, demanda una elevada cantidad de oxígeno (Carrillo, 2002).

Con la finalidad de disminuir el problema de contaminación que genera este tipo de efluentes, se han implementado sistemas convencionales que resultan ser relativamente costosos, sin embargo, hasta hace poco tiempo, se consideró como una alternativa más económica: los tratamientos biológicos anaerobios.

La digestión anaerobia (DA) puede aplicarse, entre otros, a residuos ganaderos, agrícolas, así como a los residuos de la industria de transformación de dichos productos. También es un proceso adecuado para el tratamiento de AR de alta carga orgánica (CO), como las producidas en muchas industrias de alimentos. Por ejemplo la industria láctea (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía [IDAE], 2007). Sin embargo, debido a las características que éstas poseen, tienden a volverse ácidas muy rápidamente, ocasionando la inestabilidad del sistema, es por ello que la codigestión anaerobia (CoDA) es el tratamiento que puede solucionar este tipo de problemas, donde la carencia de un sustrato puede ser compensada por las características de otro.

La CoDA permite aprovechar de una mejor manera cada uno de los sustratos para mejorar el proceso, y por lo tanto aumentar la producción de biogás, además de que contribuye a amortiguar las variaciones temporales en cuanto a composición y producción de cada residuo por separado, ya que brinda un ambiente más estable. Así mismo, la CoDA permite integrar la valorización de subproductos orgánicos como son los biosólidos (Agrowaste, 2013).

El desarrollo de métodos anaerobios para el tratamiento de estas AR con altas CO, requieren de poca energía en el proceso, tienen una menor producción de lodos y generan un combustible en forma de metano (Pandian et al., 2012). Además de ofrecer ventajas desde el punto de vista ambiental, tecnológico y económico (Mata et al., 2011).

9.1 La industria láctea

La agroindustria lechera en México es una de la más importante del sector de alimentos con un 10 % del Producto Interno Bruto (PIB), y representa el tercer lugar en el PIB del país. También es uno de los sectores más dinámicos de la Industria Mexicana (Del Valle, 2007), ya que la industria de la leche y sus derivados ofrecen al mercado productos muy diversos que reúnen los requisitos nutrimentales y de inocuidad para su comercialización. Uno de estos productos obtenidos mediante la fermentación son los quesos y como subproducto, el suero lácteo.

La agroindustria quesera mexicana se enfoca a la producción de quesos frescos, siendo las empresas queseras más importantes en México, aquellas que se ubican en el norte y en los estados de Jalisco y Guanajuato. Alrededor del 40% de estas empresas cuentan con procesos artesanales (Poméon & Cervantes, 2010).

9.2 Agua residual láctea y su impacto en el ambiente

Dentro del proceso de elaboración del queso se generan subproductos (residuos), algunos de ellos pueden ser recuperados y reincorporados al proceso, o bien, se les puede dar algún otro uso como el caso del suero de leche. Dentro de estos residuos, se encuentran cantidades significativas de residuos líquidos, como son: la leche diluida, leche separada, crema y suero. Dentro de su composición incluyen las grasas, aceites, sólidos suspendidos, nitrógeno y ácido láctico (Valencia & Ramírez, 2009).

Las Aguas Residuales Lácteas (ARL) se conforman por la mezcla de varios residuos; el suero lácteo es el que mayor presencia tiene durante el proceso, este se define como el líquido resultante de la coagulación de la leche en la fabricación del queso, después de la separación de la caseína y de la grasa (NTE-INEN 2594, 2011) y constituye el 90% de la leche y contiene compuestos hidrosolubles, de acuerdo a la investigación de Spreer (1975), retiene aproximadamente el 55% de los nutrientes de la leche.

Valencia y Ramírez (2009), mencionan que el suero producido en México es de 1 millón de toneladas, con un contenido de 50 mil toneladas de lactosa y 5 mil toneladas de proteína, por lo que este líquido es producido en grandes cantidades por las industrias que se dedican a la fabricación de dicho alimento, sin embargo, a pesar de la riqueza nutricional que posee, el 47% de este suero es descargado sin tratamiento previo al drenaje, llegando de este modo a ríos y suelos, convirtiéndose en un serio problema de contaminación al ambiente, ya que la descarga continúa en estos ecosistemas altera las propiedades fisicoquímicas.

Carrillo (2002), en su trabajo de investigación menciona que, cuando un compuesto con una alta Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), como el suero de leche, se vierte a un sistema acuático como un río o un lago, los microorganismos que lo degradan necesitan una gran cantidad de oxígeno disuelto en el agua, y si la cantidad baja significativamente, se producen olores fétidos por putrefacción, y provoca la muerte de flora y fauna de estos ecosistemas. Si el suero es descargado en suelos, puede filtrarse hasta las aguas subterráneas, convirtiéndose de esa manera en una amenaza para la salud. Por otro lado, cuando se descarga en las plantas de tratamiento de AR, los procesos biológicos que se llevan a cabo en dichas plantas se perturban significativamente.

9.3 Características de las Aguas Residuales Lácteas

Las AR suelen clasificarse en dos tipos: industriales y municipales, y en la mayoría de los casos las ARI requieren de un tratamiento antes de ser descargadas al sistema de alcantarillado municipal. Las características de estas aguas cambian de una industria a otra, por lo que el tratamiento que requieren también es muy variable.

Las ARL y en general de las industrias que procesan alimentos, se caracterizan por ser de tipo orgánico y biodegradables, con cargas ácidas y/o alcalinas por el uso de productos de limpieza de las líneas y estanques (tabla 9.1). Estas descargas presentan una tendencia a la acidificación y fermentación rápida (Seba, 2013).

Tabla 9.2 Características fisicoquímicas de las Aguas Residuales Lácteas.

Parámetro	Valores
pH	5.87
Conductividad mS cm ⁻¹	3.20
Turbidez UNT	617
Sólidos totales g L ⁻¹	6.12
Sólidos disueltos g L ⁻¹	1.59
Sólidos suspendidos g L ⁻¹	4.53
Cloruros mg L ⁻¹	654.8
Sulfatos mg L ⁻¹	385.71
Nitratos mg L ⁻¹	616.14
Fosfatos totales mg L ⁻¹	389.57
DBO mg L ⁻¹	4480
DQO mg L ⁻¹	5600
COT mg L ⁻¹	2464.2

Fuente: Akansha et al., (2020).

Las ARL presentan una alta calidad nutrimental, ya que contiene grasas, minerales, proteínas, vitaminas y una cantidad importante de aminoácidos. Contiene cerca de un 90% de agua, por lo que Valencia y Ramírez (2009) indican que es una mezcla muy compleja y heterogénea, en la que los minerales y los carbohidratos se encuentran disueltos, las proteínas en forma de suspensión y las grasas como pequeñas partículas insolubles en agua.

Los carbohidratos son considerados como compuestos fácilmente biodegradables, las proteínas pueden tender a precipitar si el pH es demasiado bajo, haciendo más difícil la biodegradación, mientras que los lípidos son considerados como un problema debido a su acumulación y difícil degradación (Coelho et al., 2007). El suero lácteo en conjunto con otras sustancias provenientes del proceso de producción y limpieza de maquinaria y equipo, conforman las ARL. En la tabla 9.2 se muestra la caracterización fisicoquímica del suero lácteo.

Tabla 9.2 Características del suero dulce y ácido.

Parámetro (g/L)	Suero dulce	Suero ácido
pH	6.45	< 5.0
ST	63.0-70.0	63.0-70.0
STV	58	21
DBO ₅	30.0-50.0	
DQO	60.0-80.0	
Lactosa	46.0-52.0	44.0-46.0
Grasa	0.0-5.0	0.0-5.0
Proteína	6.0-10.0	6.0-8.0
Calcio	0.4-0.6	1.2-1.6
Fosfatos	1.0-3.0	2.0-4.5
Lactato	2.0	6.4
Cloruros	1.1	1.1

Fuente: Hernández y Vélez, (2014); Kennedy et al., (2007)

9.4 Digestión anaerobia

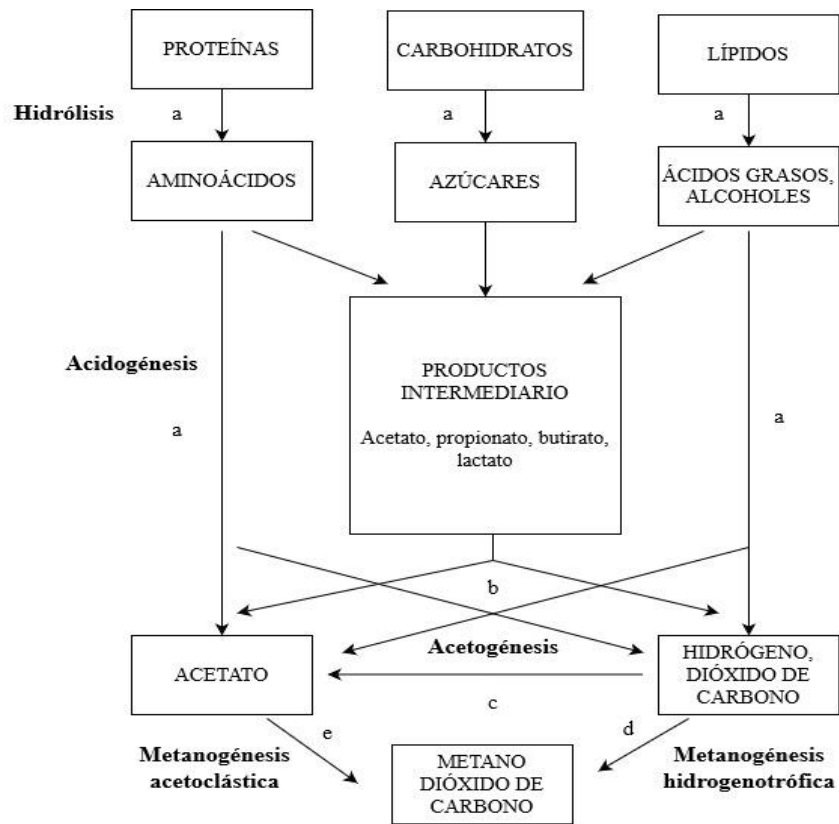
Los tratamientos aerobios y anaerobios constituyen dos grandes alternativas de depuración biológica de AR y residuos orgánicos fermentables (Ruiz et al., 2002). Sin embargo, la DA resulta ser una opción atractiva y económicamente viable, ya que permite en muchos casos la autonomía o autosuficiencia de las plantas de tratamiento.

El principal objetivo de la DA es la transformación de los contaminantes a una forma más estable para evitar riesgos al ambiente y a los seres vivos al momento de su disposición final. Además, pretende convertirlos en materiales estabilizados no putrescibles, originando a la vez otro producto de utilidad como lo es el biogás (Tchobanoglous & Crites, 2000).

La DA es un proceso muy complejo, tanto por el número de reacciones bioquímicas que tienen lugar, como por la cantidad de grupos de bacterias involucradas en ella. La actividad de cada grupo de bacterias resulta interdependiente de las del resto de los grupos, de modo que conforman un ecosistema microbiano, en el que el papel de cada grupo influye en la actividad del resto (Agrowaste, 2014).

De hecho, muchas de estas reacciones ocurren de forma simultánea, y cada una de ellas depende de las reacciones que se llevan a cabo, en la figura 9.1 se describe la ruta de la DA. El proceso de degradación de la materia orgánica se caracteriza por la existencia de cuatro fases consecutivas diferenciadas, donde intervienen cinco poblaciones de microorganismos, estas fases se describen a continuación:

Figura 9.1 Etapas de la digestión anaerobia. a) Bacterias hidrolíticas, b) Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno, c) Bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno, d) Bacterias metanogénicas reductoras de CO₂ y e) Bacterias metanogénicas acetoclásticas.



Fuente: Durán et al., (2014)

a) *Hidrólisis:*

La materia orgánica puede estar compuesta de tres tipos básicos de macromoléculas: carbohidratos, proteínas y lípidos; por lo que la hidrólisis de estos materiales orgánicos complejos es llevada a cabo por diferentes grupos enzimáticos extracelulares, dando lugar a compuestos de menor peso molecular. La etapa hidrolítica es la limitante de la velocidad del proceso, sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido de sólidos (Pavlostathis & Giraldo, 1991), además esta etapa depende de la temperatura del proceso, Tiempo de Retención Hidráulico (TRH), la composición del sustrato, el tamaño de partículas, pH, concentración de NH₄ y concentración de los productos de la hidrólisis (Speece, 1983).

b) *Etapa fermentativa o acidogénica:*

Durante esta etapa, tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por los microorganismos metanogénicos (acético, fórmico, hidrógeno), y compuestos orgánicos más reducidos (propiónico, butírico, láctico y etanol) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas a sustratos que puedan ser utilizados por los microorganismos metanogénicos (Gerardi, 2003). Las proporciones entre los productos de la fermentación varían en función del consumo de H₂ por parte de los microorganismos que lo utilizan. En esta etapa se generan productos intermedios como el hidrógeno y los ácidos orgánicos, en la tabla 9.3 se observan los diferentes tipos de ácidos que se obtienen en la etapa de fermentación.

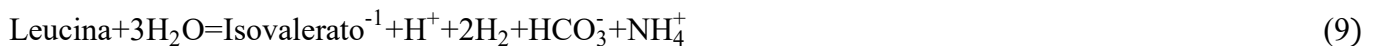
Tabla 9.3 Ácidos orgánicos relevantes durante la DA.

Ácidos volátiles	Ácidos no volátiles
Acético	Láctico
Propiónico	Pirúvico
n- Butírico	Valérico
Isobutírico	Succínico

Fuente: Cortez, (2003)

c) *Etapa acetogénica:*

Mientras que algunos productos de la fermentación, como el H₂ y el ácido acético pueden ser metabolizados directamente por los microorganismos metanogénicos, otros (etanol, AGV y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, como el acetato e H₂, a través de las bacterias acetogénicas (Martí, 2006). La degradación de estos compuestos resulta en la producción de dióxido de carbono, hidrógeno gas, alcoholes, ácidos orgánicos, algunos compuestos de nitrógeno orgánico y algunos compuestos de azufre orgánico. El más importante de los ácidos es el acetato, el cual puede ser producido no solo en la fermentación, sino también a través de la acetogénesis. Algunas de las reacciones acetogénicas que se llevan a cabo durante esta etapa, se encuentran representadas en las ecuaciones siguientes:



d) *Etapa metanogénica:*

La etapa metanogénica es el final del proceso de la DA, en la cual se obtiene biogás como producto final a partir de los compuestos formados en las etapas anteriores. Las bacterias metanogénicas son muy específicas con el tipo de sustrato que requieren para la formación de metano, y hasta ahora sólo se conocen algunos sustratos que emplean para este fin: Dióxido de carbono con hidrógeno, formiato, acetato, metanol, metilaminas y monóxido de carbono. Gerardi (2003) en su trabajo de investigación menciona que el acetato es el principal ácido orgánico o ácido volátil usado como un sustrato por las bacterias metanogénicas.

Las bacterias que degradan el ácido acético y propiónico presentan bajas tasas de crecimiento, por lo que su metabolismo se considera como otro factor limitante para el proceso anaerobio (Metcalf & Eddy, 2003).

Existen dos vías principales para llegar a la formación de metano. La primera es la reacción de dióxido de carbono e hidrógeno para formar metano y agua (Ecuación 10) y la segunda es la transformación de formiato y acetato para producir metano, dióxido de carbono y agua (Ecuaciones 11 y 12).



El 70% del gas producido en los reactores anaerobios se forma a partir de acetato (Ferguson & Mah, 1987) y se ha reportado que se producen de 0.6 a 1 m³ de gas por cada Kilogramo de Sólidos Volátiles (SV) metabolizados (Tchobanoglous et al., 1994).

9.5 Productos obtenidos a partir del proceso de DA: Biogás

Los productos de la DA son el biogás y los lodos digeridos, también conocidos como biosólidos (BS), la calidad de éstos va a depender de la CO, el tipo de sustrato, el proceso de operación, los tiempos de retención y la eficiencia de contacto de la materia orgánica del influente con los microorganismos que se encuentran dentro del reactor. Generalmente, los procesos de DA consisten en introducir el lodo a tratar en un reactor de forma continua o intermitente, permaneciendo en él por periodos de tiempo variable (Metcalf & Eddy, 2003).

El biogás es el producto gaseoso de la DA de la materia orgánica. De acuerdo a Metcalf y Eddy (2003), la composición del biogás depende del sustrato digerido y del tipo de tecnología implementada y puede ser la siguiente: 50-70% de metano (CH₄), 30-40% de anhídrido carbónico (CO₂), 5-10% de hidrógeno (H₂), nitrógeno 1-2% (N₂), monóxido de carbono 0-1% (CO), ácido sulfhídrico 0-1% (H₂S).

De acuerdo al IDAE (2007), debido a su alto contenido de metano, el biogás tiene un poder calorífico de 22.400 KJ/m³ que en comparación con el poder calorífico del gas natural (37.300 KJ/m³) es mayor, considerando que éste último es una mezcla de metano, propano y butano. Por lo anterior se concluye que el biogás es un combustible ideal en comparación con otros, como se muestra en la [figura 9.2](#).

Figura 9.2 Equivalencias de biogás con otras fuentes de energía.



Fuente: Centro de Investigaciones Energéticas, Mediambientales y Tecnológicas. (1995)

Por otro lado, los BS se componen de aquellos sólidos inorgánicos y volátiles que son de difícil degradación. Sin embargo, un lodo bien digerido debe tener ciertas características (Morales, 2005), como son:

- La cantidad de sólidos digeridos del efluente deben ser mucho menor que la que entró en el influente.
- Debe tener una apariencia aterronada y un color oscuro
- No debe presentar mal olor

- Los SV presentes en el efluente deben presentar entre el 40-60% menor que lo representado en el influente.

9.6 Parámetros fisicoquímicos que controlan la digestión anaerobia

Para que pueda desarrollarse el proceso de la DA se deben mantener condiciones ambientales y operacionales adecuadas, para ello se controlan diversos parámetros ambientales:

pH y alcalinidad

Son variables muy utilizadas para la verificación del buen funcionamiento del proceso. Márquez (2005) indica que el pH del medio debe encontrarse entre 6.6 y 7.6 y la alcalinidad entre 1000 y 5000 mgCaCO₃/L, lo cual es suficiente para evitar la acidificación del medio después de pasar por la etapa acidogénica, donde se tiende a sufrir una disminución del pH de la solución. Un pH bajo en el proceso, significa un exceso de AGV's, los cuales deben encontrarse en un rango de 250 mg/L y una disminución de la alcalinidad, lo cual origina una baja producción de metano con una pobre capacidad energética. Por otro lado, al elevarse el pH se favorece la formación de amoníaco, el cual en altas concentraciones es un inhibidor del crecimiento de microorganismos.

Potencial redox

De acuerdo a Martí (2006), el potencial de óxido-reducción indica el tipo de ambiente que se está generando dentro del reactor, las reacciones tienden a la donación o aceptación de electrones. Las bacterias anaerobias requieren de un ambiente reductor para su óptimo desempeño que va de -300 a -330 mV.

Nutrientes

El influente debe contener ciertos elementos y compuestos necesarios para que las bacterias los utilice para su crecimiento y reproducción (Metcalf & Eddy, 2003), tales como el carbono, nitrógeno, fósforo y algunos elementos traza como azufre, potasio, calcio, sodio, magnesio y hierro. Todas estas sustancias se pueden encontrar en los lodos residuales. Speece (1983), ha estudiado diversas proporciones de nutrientes mayoritarios requeridos para llevar a cabo el proceso de DA: la relación carbono-nitrógeno (C:N) oscila entre 15-30:1 y la relación carbono-fósforo (C:P) entre 75-113:1, lo cual se basa en la escasa necesidad de nutrientes requeridos por los microorganismos anaerobios, debido a los bajos índices de producción de biomasa.

Tóxicos e inhibidores

Muchas sustancias tóxicas que se encuentran en el proceso anaerobio pueden formar parte de las materias primas que entran al digestor o pueden ser subproductos del metabolismo de los microorganismos presentes, muchas de éstas pueden desarrollar una actividad inhibitoria y afectar a las bacterias, por lo que, cualquier compuesto por encima de cierta concentración, es inhibitorio para los microorganismos dentro del proceso (Durán et al., 2014). Por otra parte, muchas de estas sustancias a bajas concentraciones pueden ser estimuladoras.

Por citar algunos ejemplos, el nitrógeno amoniacal es un importante nutriente pero puede provocar toxicidad si se encuentra en elevada concentración (Angelidaki y Ahring, 1993). Otros tóxicos son los sulfuros (Hulshoff et al., 1998), los ácidos grasos de cadena larga (Hwu y Lettinga, 1997), los metales pesados y los metales alcalinotérreos (Schürer & Jarvis, 2010), etc. La influencia de la composición del sustrato es clave pero influyen también otros factores como el pH y la temperatura que pueden potenciar la formación de sustancias tóxicas.

Entre los parámetros operacionales que hacen referencia a las condiciones de trabajo de los digestores se encuentran:

Temperatura

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, dependen de la temperatura. En la [tabla 9.4](#) se encuentran tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaeróbicos y dentro de cada rango de temperatura (psicrófilo, mesófilo y termófilo), existe un intervalo para el cual este parámetro se hace máximo, determinando así la temperatura de trabajo óptima en cada uno de los rangos posibles de operación.

Tabla 9.4 Intervalos de temperatura considerados para la DA.

Digestión	Van Lier (1993) °C	Martí (2006) °C	Hernández (1998) °C	Metcalf y Eddy (1995) °C
Psicrofílica	>25	>25	0-20	12-18
Mesofílica	25-45	25-45	20-40	25-40
Termofílica	45-65	45-65	50-60	55-65

La velocidad de crecimiento de los microorganismos es óptima conforme aumenta la temperatura, sin embargo, conforme esto pasa la estabilidad disminuye (Van Lier, 1993). Asimismo, la temperatura del proceso también actúa sobre aspectos fisicoquímicos ya que, al aumentar ésta, la solubilidad de las sales también aumenta, acelerando la velocidad de crecimiento de los microorganismos y disminuyendo la solubilidad de los gases de formación (metano) y la viscosidad del líquido, por lo que la necesidad de agitación es menor.

Agitación

La agitación tiene objetivos específicos como son: remoción de los metabolitos producidos por las bacterias metanogénicas, mantener en contacto el sustrato con la población bacteriana, evitar la formación de una capa seca dentro del digestor, homogenizar la densidad bacteriana y evitar la formación de espacios “muertos” sin actividad biológica, que reducirían el volumen efectivo del reactor y prevenir la formación de espumas que dificultaría la salida del biogás y la sedimentación del reactor. Así como también aumenta la producción de gas y disminuye el TRH (Varnero, 2011).

Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

El TRH debe ser suficiente para lograr la digestión completa del lodo, por lo tanto se calcula como el cociente del volumen del digestor y el volumen alimentado. El Tiempo de Retención Celular (TRC) es el tiempo que permanecen los microorganismos dentro del reactor antes de ser eliminado como BS (Martí, 2006; Metcalf & Eddy, 2003). Para mantener las condiciones estables en el proceso, se debe tener en cuenta el control de la CO (Campos et al., 2001). En la [tabla 9.5](#) se observan los tiempos de retención dentro de un proceso anaerobio de acuerdo a la CO.

Tabla 9.5 Tiempos de retención en un proceso anaerobio.

Proceso anaerobio	TRH (d)	TRC (d)
De baja carga	2	24
Convencional	8-10	3-4
De alta carga	0.08	0.5

Fuente: Metcalf y Eddy, (1995)

Carga Orgánica

La CO es la cantidad de materia orgánica introducida por unidad de volumen y tiempo, y depende de la composición del sustrato y el TRH. En la [tabla 9.6](#) se observan que los valores bajos implican baja concentración en el influente y/o elevado tiempo de retención, por otro lado, un aumento repentino de ésta, puede provocar una sobrecarga y la desestabilización del sistema de DA (Campos et al., 2001).

Tabla 9.6 Carga orgánica en un proceso anaerobio.

Proceso anaerobio	CO (Kg DBO/Kg SSV•d)	COV (Kg DBO/m ³)
De baja carga	0.03-0.1	0.24
Convencional	0.2-0.6	0.5-1.5
De alta carga	1-5	1.5-3.5

Fuente: Metcalf y Eddy, (1995)

9.7 Ventajas y desventajas

La razón de ser y el interés en el uso de procesos de tratamiento anaerobios, pueden explicarse teniendo en cuenta las ventajas y desventajas de este proceso. En la tabla 9.7 se muestran éstas, tomando como referencia las mostradas por Metcalf y Eddy, (2003):

Tabla 9.7 Ventajas y desventajas de la DA.

Ventajas	Desventajas
Requiere poca energía	Mayor tiempo de arranque para desarrollar la biomasa necesaria
Menor producción de lodos biológicos	Puede requerir la adición de alcalinidad y/o iones específicos
Requiere pocos nutrientes	Puede requerir tratamiento adicional con un proceso aerobio para cumplir con los requisitos de descarga
Es una fuente potencial de energía, producción de metano	La eliminación del nitrógeno y el fósforo biológicos no es posible
Requiere un reactor de volumen pequeño	Es mucho más sensible a los efectos adversos de las temperaturas bajas en la velocidad de reacción
Con aclimatación la mayoría de los compuestos orgánicos pueden ser transformados	Puede ser más susceptible a la alteración debido a sustancias tóxicas
Respuesta rápida a la adición de sustrato, después de largos periodos de tiempo sin alimento.	Potencial para la producción de olores y gases corrosivos.

Fuente: Metcalf y Eddy, (1995)

9.8 Codigestión anaerobia

La falta de estabilidad en los factores que influyen en el proceso de digestión, pueden provocar su colapso. Frecuentemente, la problemática reside en un inadecuado balance de nutrientes y las características fisicoquímicas del sustrato empleado. Para solucionar este problema, una diversidad de autores ha propuesto la codigestión de diferentes sustratos (Varnero, 2011; Devesa et al., 2014; Sosnowski et al., 2003).

9.9 Objetivos de la Codigestión anaerobia

La codigestión consiste en el tratamiento conjunto de residuos orgánicos diferentes con los objetivos de:

- Aprovechar la complementariedad de la composición de los residuos, logrando de este modo que la mezcla de ambos tipos de residuos dé lugar a procesos más estables y ocurra un incremento considerable en la producción de biogás;
- Compartir instalaciones de tratamiento y unificar metodologías de gestión, ya que permite integrar en una sola instalación, el tratamiento de dos o más residuos con una metodología que ha resultado exitosa, la cual amortigua las variaciones temporales en producción y composición de cada residuo por separado;

- Reducir costos de inversión y explotación, permite integrar la valorización de los residuos orgánicos, consiguiendo de este modo una fuente de energía de carácter renovable en forma de biogás, y un subproducto resultante de la DA, denominado digestato con características de fertilizante orgánico.

9.10 La codigestión en los procesos anaerobios

Dentro de los residuos orgánicos que pueden ser utilizados en el proceso de DA, se encuentran aquellos de origen ganadero y Residuos Sólidos Urbanos (RSU) e industriales. Pese a que es mucha la variedad de posibles sustratos, algunos de estos pueden presentar problemas, como son la deficiencia de nutrientes, baja alcalinidad o excesivo contenido de sólidos. La Co-DA se puede llevar a cabo con uno o más residuos orgánicos (sustratos) de origen diferente, con las únicas premisas de que sean líquidos, contengan material fermentable y tengan una composición y concentración relativamente estable, mediante la codigestión. Durante el desarrollo de este proceso se aprovecha la sinergia de esta mezcla para compensar las carencias que cada uno de los sustratos tengan por separado.

De acuerdo con Montes (2008), se han conseguido buenos resultados para mezclas de residuos ganaderos con varios tipos de residuos de la industria. Así como también buenos resultados con la codigestión de lodos de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) y la fracción orgánica de residuos municipales, la mezcla de estos últimos con AR urbanas.

9.11 Influencia de la codigestión en la producción de biogás

Aprovechando la complementariedad de la composición de los residuos, la mezcla de ambos tipos de residuos da lugar a procesos más estables y con un incremento considerable de la producción de biogás. Por ejemplo, la producción de 10-20 m³biogás/T en una DA de un solo sustrato con residuos ganaderos se podría duplicar incorporando un 20-30% de residuos alimentarios. Sin embargo, los RSU e industriales suelen contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable, por lo que presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos.

9.12 Sustratos

Pese a que se han obtenido buenos resultados con la implementación de la codigestión como alternativa, es importante determinar la viabilidad de las mezclas antes de montar un sistema de tratamiento de DA, puesto que pueden existir tóxicos o inhibidores que invaliden el nuevo producto (mezcla) como un adecuado co-sustrato para la codigestión. Asimismo, previo a la operación de este sistema, se debe analizar la proporción de cada residuo con el fin de evitar sobrecargas orgánicas en el digestor (Devesa et al., 2014). Existe una amplia variedad de residuos que pueden ser sometidos al tratamiento anaerobio, sin embargo algunos de ellos presentan problemas para mantener la estabilidad de dicho proceso. En la [tabla 9.8](#) se muestran las características de algunos residuos orgánicos agroindustriales que se usan más comúnmente en la codigestión.

Tabla 9.8 Características y producción de biogás de algunos residuos orgánicos agroindustriales

Residuo	Producción de biogás (m ³ /Kg SV)	TRH (d)	% CH ₄	Sustancias inhibidoras	Problemas frecuentes
Purín de cerdo	0.25-0.50	20-40	70-80	Antibióticos, desinfectantes	Espumas, sedimentos
Estiércol	0.20-0.30	20-30	55-75	Antibióticos, desinfectantes	Espumas
Gallinaza	0.35-0.60	>30	60-80	NH ₄ ⁺ , antibióticos, desinfectantes	Inhibición por NH ₄ ⁺ , espumas
Residuos de frutas	0.25-0.50	8-20	ND	AGV, pesticidas	Acidificación
Restos de alimentos	0.50-0.60	10-20	70-80	AGV, desinfectantes	Acidificación, sedimentos, mecánicos
Lactosuero	0.80-0.95	3-10	60-80	-	Acidificación
Vinaza	0.35-0.55	3-10	55-75	AGV	Acidificación
Lodos residuales	0.43	30-60	62	ND	ND

ND: No Disponible.

Fuente: Steffen et al., (1998)

9.13 Biosólidos

De acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, un biosólido proviene de “aquellos lodos que han sido sometidos a procesos de estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas después de su estabilización, puedan ser susceptibles de aprovechamiento”.

9.14 Generación

La generación de lodos a partir del tratamiento de AR es una consecuencia intrínseca del funcionamiento del mismo. Por otro lado, el uso del término biosólido, como ya se mencionó anteriormente se encuentra ligado a su contenido de nutrientes, los cuales son susceptibles de ser reintegrados a la cadena trófica. Cabe mencionar que las características del biosólido obtenido, están condicionadas por el origen de las AR y el proceso de tratamiento de éstas.

9.15 Lineamientos normativos para un biosólido

Los lodos generados en el tratamiento de AR para ser clasificados como un biosólido en muchas ocasiones se someten a un tren de tratamiento y la definición de las operaciones unitarias que comprenderá este tratamiento está condicionada por el destino final de este lodo, ya que se exigen características adecuadas del biosólido resultante.

En México la norma que regula estas características es la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, para la protección ambiental, lodos y biosólidos, especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

9.16 Tratamiento y recuperación de aguas residuales lácteas

La industria láctea genera gran cantidad de AR, concentrando en éstas la mayor cantidad de contaminantes originados en sus procesos. Las AR de la industria láctea se caracterizan por poseer una gran cantidad de materia orgánica, especialmente grasas y aceites, además de sólidos suspendidos y valores de pH que se salen de los rangos aceptables para su vertimiento (Arango & Sánchez, 2009).

Tradicionalmente el suero lácteo solía ser empleado para fabricar alimentos para el ganado y de no ser así, simplemente era eliminado. En la última década, el desecharlo al sistema alcantarillado o aguas superficiales resulta ser un problema por la alta concentración de materia orgánica y el bajo pH que posee, es por ello que se ha intentado recuperar el suero mediante tecnologías aplicadas, como son la desmineralización o separación cromatográfica y la DA (RWL WATER, 2019), con el fin de emplearlo como materia prima en numerosos productos alimenticios para consumo humano o animal, o bien para la industria farmacéutica e incluso en la fabricación de algunos fertilizantes o abonos. La descripción de estas tecnologías se resume en la [tabla 9.9](#).

Tabla 9.9 Tratamiento de Aguas Residuales Lacteas y sus características.

Tratamiento de ARL	Descripción	Uso del ARL después del tratamiento
Desmineralización	Consiste en la eliminación de los minerales del suero pasteurizado, mediante separación física como la precipitación, filtración o diálisis.	El suero desmineralizado se puede utilizar como materia prima en numerosos productos alimenticios, alimento para animales y la industria farmacéutica.
Separación cromatografica	Es una técnica utilizada para separar los diversos componentes de una mezcla, basada en un proceso físico y por lo tanto no utiliza reactivos químicos.	Se separan las proteínas que se encuentran en el ARL y éstas se obtienen con un alto grado de pureza.
Digestión anaerobia	Es un proceso que se lleva a cabo en ausencia de oxígeno, donde la fracción orgánica de la materia biodegradable se convierte en una mezcla de gases.	Generación de biogás y nutrientes que pueden ser reciclados para ser utilizados en la agricultura como bio-fertilizantes.

Fuente: Kai Pan et al., (2011); Jauregui et al., (2004); Pandian et al., (2012)

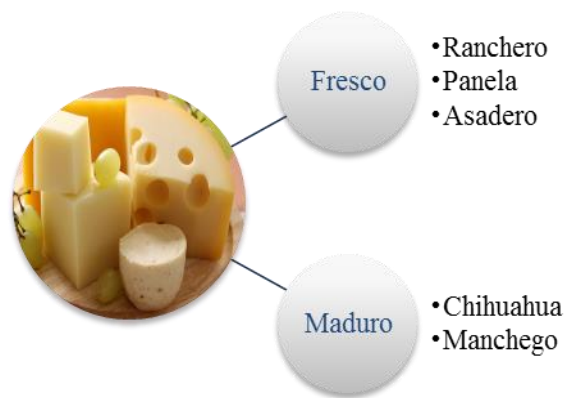
9.17 Caso de estudio: Cremería de un municipio de Guanajuato”

La Cremería del municipio de Guanajuato, es una pequeña empresa 100% mexicana, que abre sus puertas al público desde 1985 para brindar sus servicios en la venta de queso y crema. Esta pequeña empresa cuenta con 20 trabajadores responsables del proceso, entre ellos 2 inspectores de calidad, los cuales se encargan de verificar que el proceso se lleve de manera adecuada, así como de que se utilice la maquinaria correspondiente en cada etapa del proceso para la producción de los productos lácteos.

9.18 Proceso de fabricación de queso

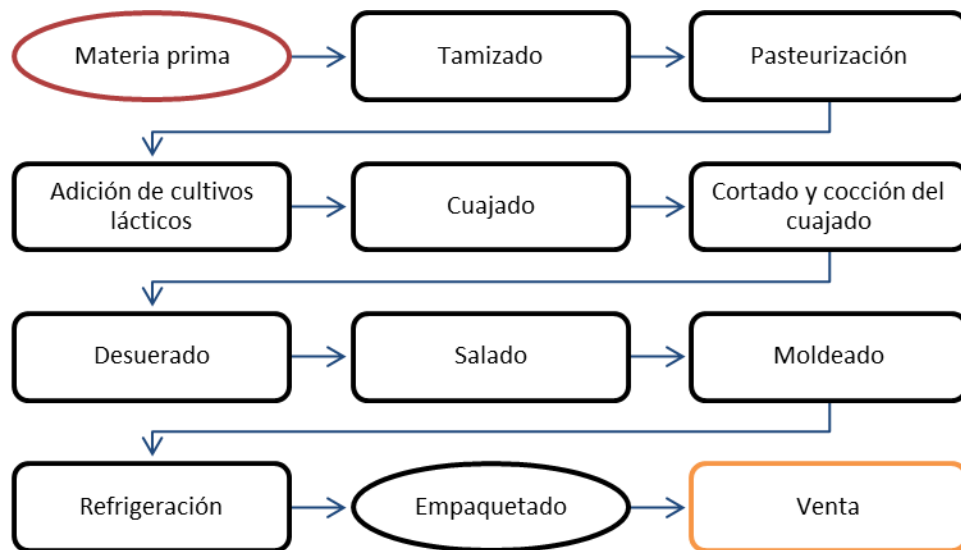
El proceso de producción varía de una empresa a otra, dependiendo de los productos que ofrece. En la Cremería del municipio de Silao, Guanajuato, la producción se modifica en función de la demanda del consumidor, sus principales productos queseros se muestran en la figura 9.3.

Figura 9.3 Variedad de productos queseros en la “Cremería del municipio de Silao, Guanajuato”.



Fuente: “Elaboración propia”

El proceso de elaboración del queso depende del producto final deseado, por ejemplo para la obtención del queso fresco se sigue el proceso presentado en la figura 9.4, el cual muestra las operaciones unitarias necesarias para elaborar este producto.

Figura 9.4 Proceso de elaboración de queso fresco.

Fuente: "Elaboración propia"

Este proceso comienza cuando la leche es clarificada mediante el uso de un filtro de horganza, tipo centrifuga. Una parte del líquido procesado es enviado a los enfriadores para su almacenamiento a una temperatura de 5-7 °C, mientras que la otra parte ingresa al proceso.

Una vez que la leche ha sido clarificada, entra al área de pasteurización donde es calentada a 65°C por media hora, posteriormente se lleva a cabo la adición de cultivos lácticos iniciadores (productores de ácido láctico y responsables del aroma) para que se forme el cuajado, éste se escalfa mediante calentamiento y se prosigue a realizar la desuerado y la remoción de grasa, es en este punto donde se obtiene la crema ácida. Dependiendo del producto final, se funde o se procede a moldear, después se empaqueta y se colocan en cámaras de maduración donde se almacena para posteriormente llevarlo a su distribución y venta. Es importante mencionar que los insumos que se utilizan en estos procesos, son un factor determinante en la elaboración de productos de alta calidad. Los principales componentes son: leche entera de vaca 100% natural, cuajo, sal y agua.

Finalmente, cabe mencionar que al término de la jornada de trabajo se lleva a cabo la limpieza de tuberías, equipos del proceso y en general de toda el área de producción, para ello se emplea el uso de detergentes capaces de remover las impurezas generadas.

Asimismo, dentro de las etapas que integran el proceso como lo son el cuajado y desuerado, se generan efluentes que son descargados al sistema de alcantarillado municipal, y que por sus características contaminantes es necesario realizarle un tratamiento, debido a que contienen altos niveles de carga contaminante. El residuo que se genera a lo largo del proceso se utilizó para realizar esta investigación, puesto que dentro de esta empresa no se tiene un sistema de tratamiento de AR, por lo que se tiene la necesidad de tratar sus residuos, ya que no recupera el suero generado. Por lo tanto, es necesario desarrollar un sistema que permita aprovechar sus residuos y de este modo disminuir los impactos ambientales.

9.19 Desarrollo de la codigestión anaerobia de Aguas Residuales Lácteas y Lodos Residuales

En este apartado se presentan los resultados obtenidos del desarrollo de la Co-DA con dos cargas orgánicas (CO) diferentes (1.3 y 2.0 gDQO/L•d), con la finalidad de evaluar la capacidad de remoción de contaminantes, así como la generación de biogás en cada una y de este modo determinar la más eficiente.

El ARL fue colectado en una Cremería ubicada en la ciudad de Silao, Gto. Esta empresa se dedica a la elaboración de derivados y fermentos lácteos. Por otro lado, los lodos residuales primarios (LP) provienen de la PTAR de la ciudad de Irapuato, Gto. Éstos sustratos fueron caracterizados fisicoquímicamente de acuerdo a los métodos estándar (APHA, AWWA y WPCF, 2005), y los parámetros determinados para cada uno de los sustratos fueron los siguientes: DQO, Sólidos totales, disueltos y suspendidos (ST, SD, SS), Conductividad eléctrica, pH, potencial redox, alcalinidad, AGV.

El codigestor anaerobio se operó a nivel laboratorio, de manera discontinua, teniendo un volumen útil de 3 L, previsto de un agitador magnético y un termómetro de vidrio. Este reactor fue operado con dos CO como ya se mencionó anteriormente, y alimentado con una mezcla 1:1 de los sustratos (ARL:LP) bajo condiciones mesofílicas (37 °C) y mezcla completa. Semanalmente se determinaron la DQO, SS, CE, pH, potencial redox, alcalinidad, AGV y COT tanto para el influente como para el efluente del reactor, empleando los mismos métodos y técnicas mencionados en la parte de arriba.

Una vez que se determinó la mejor CO en el codigestor, se realizaron bioensayos para evaluar el potencial de germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) con los biosólidos. Se realizaron 3 mezclas biosólidos y suelo con sus respectivos controles.

La [tabla 9.10](#) muestra la caracterización fisicoquímica del co sustrato, es decir la mezcla 1:1 de los LP y ARL, utilizados en este sistema.

Tabla 9.30 Caracterización fisicoquímica del co sustrato.

Parámetro	Co sustrato
DQO _T g L ⁻¹	51.31 ± 0.29
DQO _S g L ⁻¹	8.09 ± 0.02
STT g L ⁻¹	70.05 ± 1.39
SDT g L ⁻¹	9.01 ± 1.50
SST g L ⁻¹	61.04 ± 10.38
Conductividad mS cm ⁻¹	9.19 ± 0.71
pH	6.86 ± 0.01
Alcalinidad mg CaCO ₃ L ⁻¹	2835.17 ± 230.46
AGV mg L ⁻¹	1823.28 ± 487.65
Proteínas mg L ⁻¹	20.47 ± 0.70
Azúcares mg L ⁻¹	4870.15 ± 51.65
Sulfatos mg L ⁻¹	41.32 ± 2.29

Fuente: Elaboración propia

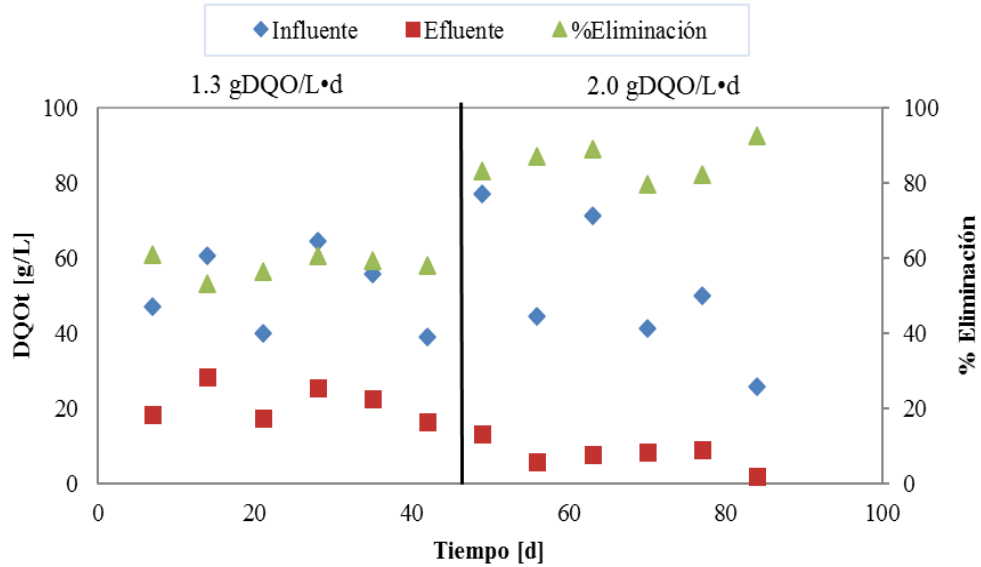
El pH del co-sustrato se encuentra en un valor propicio para el bioproceso, siendo este de 6.86, pese a que se podría clasificar como un pH ligeramente bajo, mantiene una alcalinidad de 2835 mg CaCO₃/L, suficiente para amortiguar los posibles cambios de pH generados durante el proceso, impidiendo de este modo la acidificación del medio por la acumulación de ácidos orgánicos (Pérez & Torres, 2008).

En cuanto a la DQO_T y DQO_S, el co-sustrato presentó valores de 51.31 y 8.09 g/L respectivamente, con una concentración de 23.96 g/L de SSV, lo cual indica que hay una porción importante de materia orgánica que puede ser aprovechada por los microorganismos que llevan a cabo la ruta de la Co-DA.

9.20 Demanda Química de Oxígeno total y soluble (DQO_T, DQO_S) y Carbón Orgánico Total (COT)

La eliminación de materia orgánica expresada como DQO se evaluó para ambas CO, 1.3 y 2.0 gDQO/L•d. En la [gráfica 9.1](#), se observa que a medida que el TRH disminuye y la CO aumenta y se genera una mayor eliminación de la DQO_T.

Gráfica 9.1 Evaluación del comportamiento de la DQO total.



Fuente: "Elaboración propia"

Al evaluar una CO de 1.3 gDQO/L·d con un TRH de 37.5 d, se observó un porcentaje de eliminación de DQO_T promedio de 58.04%, teniendo una concentración en la entrada de 51.08 g/L y en la salida 21.43 g/L. Mientras que para la CO de 2.0 gDQO/L·d con un TRH de 25 d, el porcentaje de eliminación obtenido fue de 85.19%, con 51.55 y 7.54 g/L de DQO en el influente y efluente respectivamente, como se muestra en la [tabla 9.11](#).

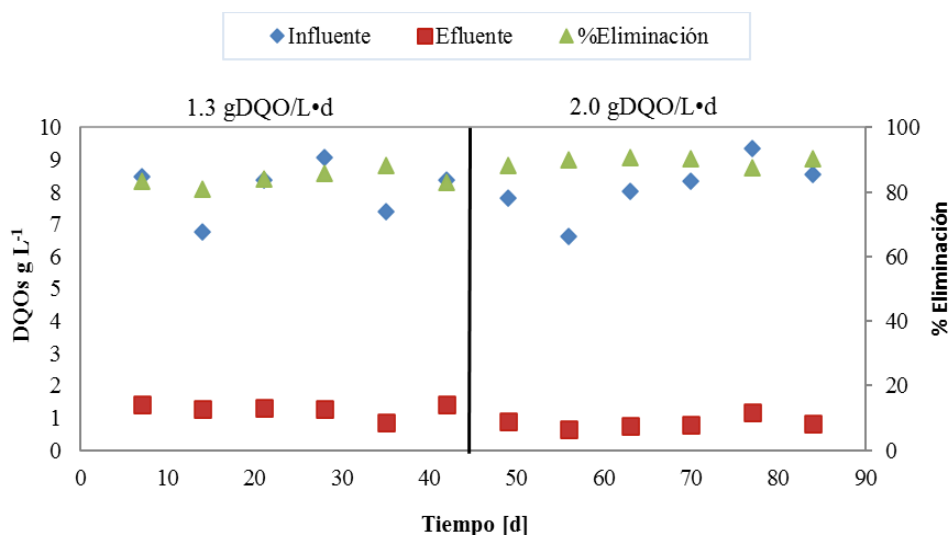
Tabla 9.41 DQO en el influente y efluente del codigestor.

CO [gDQO/L·d]	Influyente [g/L]	Efluente [g/L]	% Eliminación
1.3	51.08 ± 9.79	21.43 ± 4.39	58.04
2.0	51.55 ± 7.62	7.64 ± 3.34	85.19

Fuente: Elaboración propia

El porcentaje de eliminación de DQO_T reportado por Kavacik y Topaloglu (2010) para una DA, se encuentra en un rango de 50 al 70%, encontrándose el valor de ambas CO en este trabajo dentro de este rango e incluso sobrepasándolo, como lo es el caso de la CO de 2.0 gDQO/L·d. En la [gráfica 9.2](#) se muestra el comportamiento de la DQO_S para ambas CO. A diferencia de los resultados obtenidos para la DQO_T, en el caso de la DQO_S, se observa que la dispersión entre los resultados de una carga a otra, son poco variables, pese a las diferencias entre los parámetros de operación, como son el TRH y el caudal.

Gráfico 9.2 Comportamiento de la DQO soluble para dos CO.



Fuente: "Elaboración propia"

En cuanto a la DQOs, con la CO de 1.3 gDQO/L•d se obtuvieron valores de 8.08 y 1.27 g/L para la entrada y salida del reactor respectivamente, lo que equivale a un 84.25% de eliminación con un TRH de 37.5 d, mientras que para la CO de 2.0 gDQO/L•d, se reportaron valores promedio de 8.11 g/L para el influente y 0.86 g/L para el efluente, con un 89.46% de eliminación con un TRH de 25 d como se muestra en la [tabla 9.12](#).

Tabla 9.12 Efecto de la CO sobre la DQOs en el influente y efluente en el codigestor.

CO [gDQO/L•d]	Influente [g/L]	Efluente [g/L]	% Eliminación
1.3	8.07 ± 0.77	1.27 ± 0.19	84.25
2.0	8.11 ± 0.83	0.86 ± 0.16	89.46

Fuente: Elaboración propia

Para ambas CO los porcentajes de eliminación para la DQOs, estuvieron por encima del 80%, lo que indica que la Co-DA estuvo funcionando correctamente en cuanto a la transformación de la materia orgánica soluble.

Por otro lado, en el valor del COT contribuyen distintas sustancias, que van desde compuestos de origen natural, como son los ácidos húmicos y urea entre otros, hasta compuestos sintéticos como detergentes, pesticidas y fertilizantes. En el desarrollo de este trabajo se obtuvieron porcentajes de eliminación del 13 y 47% de COT, para la CO de 1.3 y 2.0 gDQO/L•d respectivamente, como se observa en la [tabla 9.13](#).

Tabla 13 COT en el influente y efluente del codigestor anaerobio.

CO [gDQO/L•d]	Influente [g/L]	Efluente [g/L]	% Eliminación
1.3	1.56	1.35	13
2.0	2.02	1.08	47

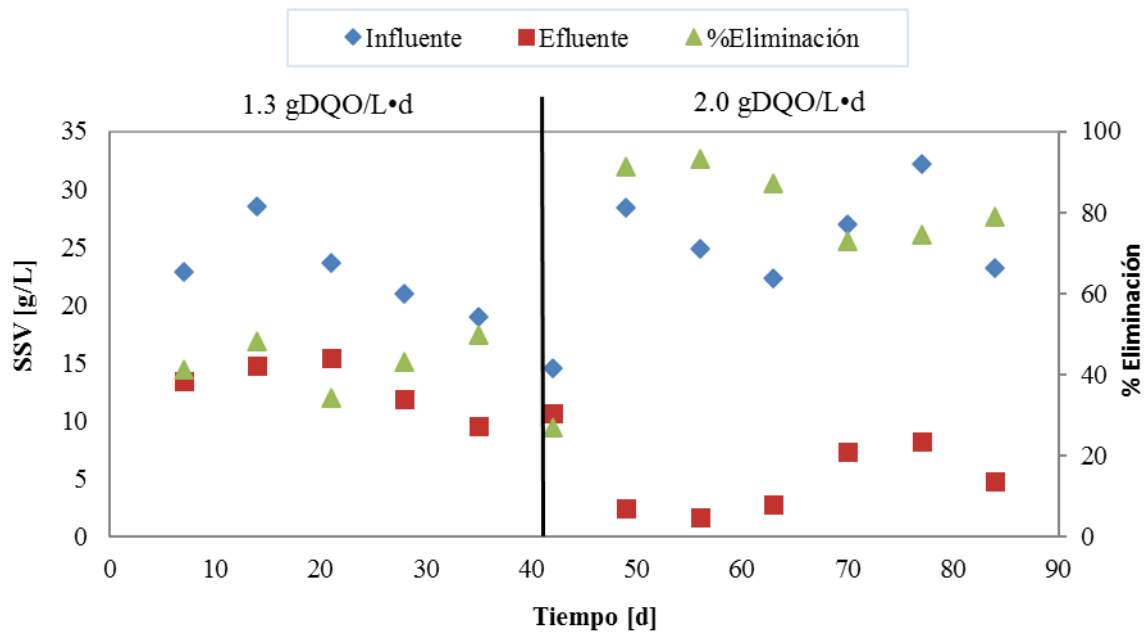
Fuente: Elaboración propia

Los valores obtenidos para el COT respalda la teoría de que una CO baja como lo fue la de 1.3 gDQO/L•d no es suficiente para el desarrollo de los microorganismos encargados de procesar el material particulado.

García (2009), reporta valores de eliminación del 73, 61 y 59% de DQO_T, DQO_S y COT, respectivamente para una mezcla de 1:1 de estiércol vacuno y lodos de PTAR. Por otro lado, Lobato (2012) expone porcentajes de eliminación del 62.82 de DQO_T para un sistema de Co-DA de estiércol y cáscaras de papa y de un 60.56% para la Co-DA de estiércol y papa frita residual.

En el desarrollo de este trabajo de investigación con la CO de 2.0 gDQO/L•d, fue donde se obtuvieron los porcentajes de eliminación más eficientes para la DQO_T, DQO_S y COT, siendo del 85.19, 89.46 y 47%, respectivamente, más elevados que aquellos que obtuvieron en los trabajos citados anteriormente, a excepción del COT, el cual se encuentra por debajo del expuesto en la bibliografía.

En lo que respecta a los SSV, en la [gráfica 9.3](#) se muestran los resultados obtenidos, así como el porcentaje de eliminación dentro del sistema de Co-DA para ambas CO. Se observa que a mayor CO y menor TRH, la eliminación de este parámetro resultó más eficiente que con cargas bajas y TRH mayores.

Gráfico 9.3. Comportamiento de los SSV en el sistema de Co-DA.

Fuente: "Elaboración propia"

Comparando este resultado con el porcentaje de eliminación de DQO_T y el porcentaje de eliminación del COT, donde se encontró que la CO de 1.3 gDQO/L·d, no es la adecuada para el correcto desarrollo de los microorganismos encargados de la degradación de material tanto soluble como particulado, ya que los porcentajes de eliminación para estos parámetros se encuentran por debajo de los reportados por Metcalf y Eddy (2003), además de que como se menciona con anterioridad, la degradación de material particulado para una CO alta, como lo es la de 2.0 gDQO/L·d, es mayor que la eliminación en la CO de 1.3 gDQO/L·d.

Esto puede explicarse de la siguiente manera, dentro de este sistema los microorganismos se encuentran en un crecimiento constante, debido a que se añade de forma permanente alimento (nutrientes), del mismo modo que se elimina biomasa, un TRH de 25 d y un caudal de 0.12 L/d para la CO de 2.0 gDQO/L·d, son parámetros de operación propicios para el desarrollo de estos microorganismos y, por lo tanto la eliminación de los SSV.

Caso contrario de la CO de 1.3 gDQO/L·d, donde el TRH corresponde a los 37.5 d y el caudal de la alimentación de 0.08 L/d, por lo que en este caso los microorganismos siguen teniendo un crecimiento exponencial, donde su velocidad de crecimiento se ve afectada posiblemente debido a que dentro del sistema para esta CO existe un nutriente limitante, pasando de este modo a una etapa de decadencia, es decir comienzan a morir, puesto que las bacterias comienzan a consumir su propia biomasa a modo de reserva, por lo que decrece su materia activa y ocasiona la liberación de material orgánico por el rompimiento de su capa lipídica, esta liberación a su vez origina material suspendido. Es importante resaltar que Metcalf y Eddy (2003), consideran la concentración de los SSV como una medida aproximada del contenido de materia orgánica.

En la [tabla 9.14](#) se muestran las concentraciones para la entrada y la salida del rector, donde se tiene que en promedio hubo una concentración de 21.60 y 26.32 g/L para el influente de la CO de 1.3 y 2.0 gDQO/L·d, respectivamente, y una concentración de 12.63 y 4.57 g/L para el efluente de la CO de 1.3 y 2.0 gDQO/L·d, respectivamente, con porcentajes de eliminación del 41.53 para la CO de 1.3 gDQO/L·d, y 82.63% para la CO de 2.0 gDQO/L·d.

Tabla 9.14 SSV en el codigestor anaerobio con dos CO.

CO (gDQO/L·d)	Influyente (g/L)	Efluente (g/L)	% Eliminación
1.3	21.60 ± 4.28	12.63 ± 2.13	41.53
2.0	26.32 ± 5.71	4.57 ± 3.88	82.63

Fuente: Elaboración propia

La eliminación de los SSV en los procesos de DA se encuentran entre 67-81% (Ruíz et al., 2002) y 40-60% (Metcalf & Eddy, 2003), por lo que los resultados obtenidos para este trabajo se encuentran dentro de estos rangos, sin perder de vista que la CO de 2.0 gDQO/L•d resulta ser la más adecuada.

En la [tabla 9.15](#) se pueden apreciar las concentraciones obtenidas en el influente y efluente de ambas CO para el sistema de Co-DA, así como también la eficiencia de eliminación para los AGV's. De acuerdo a Noyola (1998), la concentración de AGV's en el efluente debe ser inferior a 100 mg/L, tomando en consideración este rango, la CO de 1.3 se encuentra muy por encima de este valor, por lo que de acuerdo a Ahring et al., (1995), Pérez y Torres (2008), la metanogénesis puede ser inhibida con altas concentraciones de AGV's.

Tabla 9.15. AGV en el codigestor anaerobio bajo la influencia de dos CO.

CO [gDQO/L•d]	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	% Eliminación
1.3	1425.12 ± 205.55	350.83 ± 70.20	75.38
2.0	2221.45 ± 596.52	135.83 ± 35.81	93.89

Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, García (2009), reporta valores de 834.3 y 210.5 mg/L de AGV para el influente y efluente respectivamente, lo que indica una eliminación del 75%, menor que el obtenido en el desarrollo de este bioproceso al trabajar con una CO de 2.0 gDQO/L•d, pero similar a la obtenida en la CO de 1.3 gDQO/L•d.

En la [tabla 9.16](#) se exponen los resultados obtenidos para pH, donde se observa que no hay una variación representativa de una CO a otra, ya que el pH se manejó dentro de un mismo rango tanto en la entrada, como en la salida, siendo ligeramente mayor en el efluente de la CO de 1.3 gDQO/L•d.

Potencial Redox

Tabla 9.16 pH en el codigestor anaerobio para ambas CO.

CO [gDQO/L•d]	Influente	Efluente
1.3	6.85 ± 0.04	8.28 ± 0.23
2.0	6.85 ± 0.04	8.25 ± 0.22

Fuente: Elaboración propia

En la [tabla 9.17](#) se muestran los valores de potencial redox obtenidos, durante el desarrollo del bioproceso para ambas CO. Con la de 1.3 gDQO/L•d, se obtuvo un valor de -265.40 y -433.03 mV para el influente y efluente, respectivamente. Mientras que para la CO de 2.0 gDQO/L•d, los valores reportados para este parámetro fueron de -251.45 mV para el influente y -356.38 mV para el efluente.

Tabla 9.17 Potencial redox en el influente y efluente del codigestor anaerobio bajo las dos CO

CO (gDQO/L•d)	Influente mV	Efluente mV
1.3	-265.40 ± 83.52	-433.03 ± 23.61
2.0	-251.45 ± 57.11	-356.38 ± 75.18

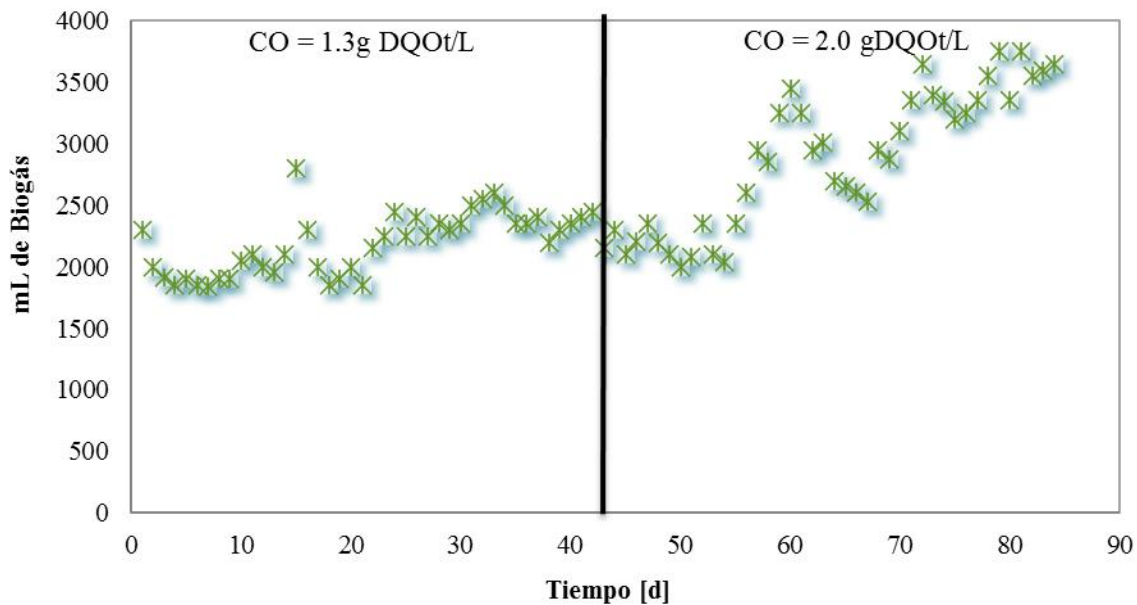
Fuente: Elaboración propia

Para asegurar el crecimiento adecuado de los microorganismos, se requiere mantener un potencial redox entre -220 a -350 mV a un pH de 7, a manera de conservar un ambiente fuertemente reductor que las bacterias metanogénicas necesitan para su óptima actividad (Varnero, 2011), sin embargo, hay autores que dan rangos de menor amplitud como es el caso de Martí (2006), quien marca un rango de -300 a -330 mV.

9.21 Producción de biogás

En la [gráfica 9.4](#) se muestra el comportamiento de la generación de biogás que se obtuvo para ambas CO, donde se observa que la producción fue mayor para la CO de 2.0 gDQO/L•d.

Gráfico 9.4 Generación de biogás para ambas CO en el sistema.



Fuente: "Elaboración propia"

Se aprecia que con la reducción del TRH en el sistema y aumento de la CO, la generación de biogás aumento de manera gradual, manteniéndose estable para la CO de 1.3 gDQO/L•d, con un rango de generación que va de los 1500-2500 mL, mientras que para la CO de 2.0 gDQO/L•d la generación de biogás tuvo algunos picos de producción que llegaron a los 4,000 mL, lo que resulta en un rango más amplio, que va de 1,500-4,000 mL.

9.22 Bioensayo de toxicidad del efluente proveniente del sistema de codigestión anaerobia

En esta etapa se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica de los sustratos empleados: BS (Biosólidos) y S (Suelo) en el bioensayo de toxicidad, así como los resultados del mismo. Cabe mencionar que este bioensayo se realizó con los BS obtenidos con la CO de 2.0 gDQO/L•d, ya que fue la más eficiente.

En la [tabla 9.18](#) se presenta la caracterización fisicoquímica del BS y del S previa al bioensayo. El pH del BS fue de 8.09, y de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 entra en una clasificación de medianamente alcalino.

Tabla 9.18 Caracterización fisicoquímica del BS y el S.

Parámetro	BS	S
pH	8.09 ± 0.13	3.83 ± 0.21
Conductividad dS m ⁻¹	1.96 ± 0.03	0.46 ± 0.002
Potencial Redox mV	+286.9 ± 5.5	+346.5 ± 2.8
% Materia Orgánica %MO	3.63 ± 0.3	10.02 ± 1.2
Nitrógeno total mg L ⁻¹	146	349
Fósforo total mg L ⁻¹	53.30	36.30

Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, su valor de conductividad lo sitúa en muy ligeramente salino, lo que indica que puede ser deficiente en micronutrientes como el boro, cobre y zinc entre otros (Rawson & Gómez, 2001). En cuanto al pH del S que resultó ser de 3.83, entra en una clasificación de fuertemente ácido, sin embargo, el pH del suelo tiene poco efecto sobre el nitrógeno, el cual es uno de los macronutrientes importantes para el crecimiento de la planta. Así también, su conductividad lo ubica en un suelo con efectos despreciables de la salinidad. Como se puede observar en la tabla anterior en cuanto a los macronutrientes, la concentración del nitrógeno (N) total para el BS es menor que para el S, caso contrario al contenido de fósforo (P) total, donde para el BS es mayor que el S.

Por otro lado en cuanto al %MO, de acuerdo a la misma Norma Oficial Mexicana, el BS se considera como un suelo con muy bajo contenido de MO, estos lodos principalmente se componen de sólidos inorgánicos y volátiles que son de difícil degradación (Morales, 2005), en cuanto al %MO del S se tiene un 10.02%, por lo que se encuentra en la clasificación de suelo con un contenido medio de MO. El potencial redox para el BS y el S es positivo, lo que es indicio de que en ese sustrato se puede oxidar la materia orgánica.

En la [tabla 9.19](#) se muestra el resultado de la caracterización fisicoquímica que se le realizó a cada una de las proporciones del bioensayo. Para el pH, los resultados obtenidos tienden a disminuir del mismo modo que lo hace la concentración de BS en la muestra, ya que como se observa que el pH del BS (pH 8.09), es mucho mayor que el del S (pH 3.83).

Tabla 9.19 Caracterización fisicoquímica de las proporciones del bioensayo BS:S.

Parámetro/ BS:S	75:25	50:50	25:75
pH	7.25 ± 0.07	6.61 ± 0.21	5.64 ± 0.14
Conductividad dS m ⁻¹	2.28 ± 0.09	1.65 ± 0.11	0.48 ± 0.03
Potencial Redox mV	+295 ± 3.5	+307.8 ± 4	+322.9 ± 6.1
% MO	7.79 ± 0.5	10.27 ± 1.2	8.45 ± 0.91
Nitrógeno total mg L ⁻¹	268	301	304
Fosforo total [mg L ⁻¹	25.80	22.10	20.60

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000, la proporción 75:25 (BS:S) resultó ser un suelo neutro, para 50:50 un suelo moderadamente ácido, al igual que la proporción 25:75. En cuanto a la conductividad eléctrica, la proporción de 75:25 (BS:S) entra en una clasificación de suelo moderadamente salino, para 50:50 muy ligeramente salino y para la proporción 25:75, suelo con efectos despreciables de salinidad. El potencial redox para todas las proporciones, resultó ser positivo y aumenta conforme disminuye la porción de BS. Por otro lado, el contenido de MO para las tres proporciones se encuentra en una clasificación media, sin embargo no se debe perder de vista que la proporción 50:50 es la que posee el mayor porcentaje de MO.

En cuanto al contenido de N total se distingue un aumento notorio, al pasar de la proporción de 75:25 a 50:50. Mientras que para la proporción de 50:50 el contenido de N se encuentra muy cercano al de la proporción de 25:75. Respecto al P total se observa que pasa lo contrario al N total, ya que la concentración de una proporción a otra, tiende a disminuir del mismo modo que lo hace el contenido de BS. Esta diferencia en la concentración de ambos macronutrientes, da un indicador de que existe un balance de nutrientes, donde el contenido de N es mayor en una relación promedio para las tres proporciones de 3:0.25 (N:P).

Así mismo, en la [tabla 9.20](#), se observa que hubo una tendencia muy marcada para cada uno de los parámetros medidos, puesto que el pH, la conductividad y el P total, tienden a disminuir del mismo modo que el contenido de BS en la muestra, caso contrario del potencial redox, %MO y el contenido de N total, que tienden a aumentar de manera gradual conforme disminuye el contenido de BS.

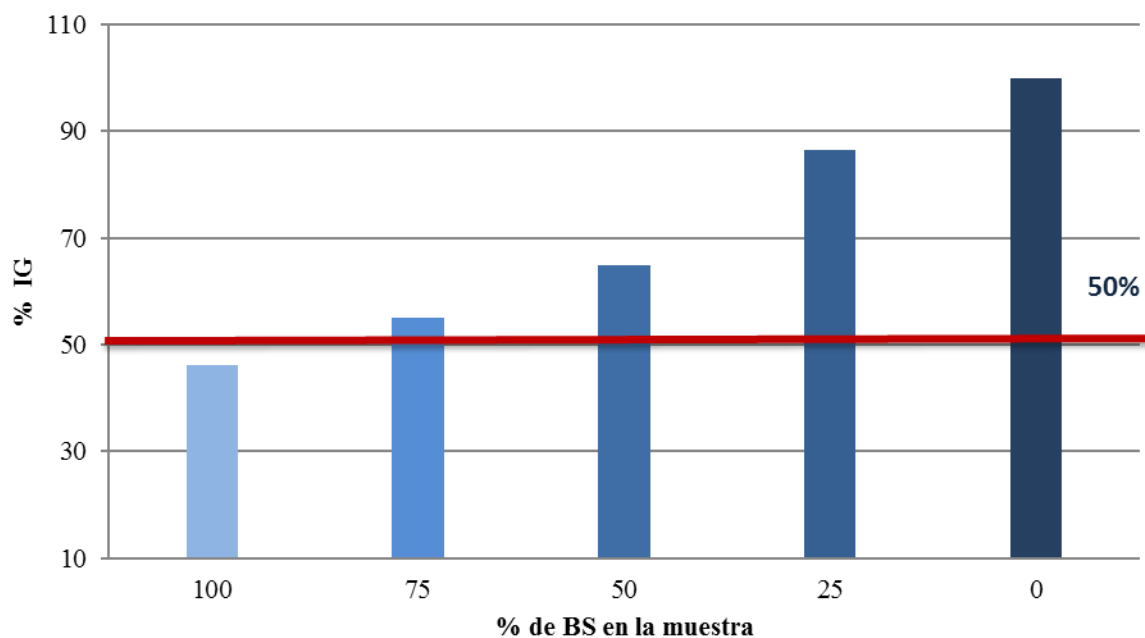
Tabla 9.20 Resultados del bioensayo.

Proporción BS:S	G	L	G _c	L _c	% IG
Control BS	5.50 ± 0.94	2.10 ± 0.13	8.50 ± 0.50	2.95 ± 0.30	46.06
75:25	5.75 ± 0.83	2.40 ± 0.22	8.50 ± 0.50	2.95 ± 0.30	55.03
50:50	6.50 ± 0.50	2.50 ± 0.32	8.50 ± 0.50	2.95 ± 0.30	64.81
25:75	7.75 ± 0.43	2.80 ± 0.19	8.50 ± 0.50	2.95 ± 0.30	86.54
Control S	8.50 ± 0.50	2.95 ± 0.30	8.50 ± 0.50	2.95 ± 0.30	100

Fuente: *Elaboración propia*

Los suelos con pH ácidos, suelen tener un alto potencial redox, y contenidos relativamente altos de materia orgánica (León & Arregocés, 1981), tal como se muestra en la tabla anterior, se exponen los resultados obtenidos luego de hacer el monitoreo correspondiente a la germinación y crecimiento de semillas. En la muestra que contiene un 75% de BS, el índice de germinación (IG) fue del 46.07%, mientras que para aquella que contiene el 50% de BS fue del 55.03%, por otro lado la muestra que contiene 25% de BS, arrojó un IG del 86.54%. También se observa que el IG aumentó cuando disminuyó la concentración de BS, al igual que sucede con el potencial redox, el contenido de MO y N total. Lo cual no resulta ser una tendencia casual, sino que están relacionados de manera directa, ya que el contenido de MO y el N como un macronutriente importante, son factores importantes en el IG de la plántula.

En la [gráfica 9.5](#) se muestra la germinación resultante para cada una de las proporciones usadas; se distingue de manera muy clara el incremento de la germinación. El IG para las proporciones de 75:25, 50:50 y 25:75, se encuentra por encima del 50%, de acuerdo a Sobrero y Ronco (2004).

Gráfico 9.5 Índice de Germinación obtenido en el bioensayo.

Fuente: *“Elaboración propia”*

Esto indica que no hay niveles de toxicidad en el suelo que puedan inhibir el crecimiento de la plántula, sin embargo la proporción que posee un 75% de BS se encuentra muy cerca del límite mínimo, mientras que en la muestra que contiene 100% BS, el IG se encuentra por debajo de este límite, esto puede deberse al poco contenido de MO que posee por si solo el lodo, además de su bajo contenido de N total.

Las características fisicoquímicas de los sustratos: ARL y Lodos Primarios, demostraron que ambos se complementaron, donde cada uno aportó una característica adecuada, como lo fue el pH, alcalinidad, MO y nutrientes, por lo que se vio beneficiado el desarrollo del bioproceso CoDA.

Otro factor que influyó en el desarrollo del proceso fue la CO con 2.0 gDQO/L•d, se obtuvieron porcentajes de eliminación por arriba del 80% de Materia Orgánica, expresada como DQO_T, DQO_S y SSV, por lo que esta CO fue la más eficiente; lo mismo sucedió en cuanto a la generación de biogás, dicha CO con un TRH de 25 d tuvo una producción de 396.7 mL biogás/g DQO eliminada. En cuanto a la presencia de patógenos, se lograron porcentajes de eliminación de hasta el 78% para Coliformes Totales con la CO de 1.3 gDQO/L•d, y del 97 para Coliformes Fecales en la CO de 2.0 gDQO/L•d y del 90% para Salmonella en ambas CO. El biosólido generado no se considera tóxico puesto que, los Índices de Germinación de semillas de lechuga se encuentran por encima del 50%, no se presentaron efectos negativos sobre las plántulas.

9.23 Conclusiones

La codigestión anaerobia es el tratamiento de un conjunto de residuos orgánicos de diferente origen y composición, donde se mejora el balance de nutrientes y las características fisicoquímicas de los sustratos. En este trabajo, se mejoró el proceso para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea, se obtuvieron porcentajes de remoción por arriba del 80% de la materia orgánica con cargas orgánicas de 2.0 gDQO/L.d y la producción de biogás fue de 396.7 mL de biogás/g DQO eliminada. El biosólido generado no se considera tóxico puesto que, los índices de germinación de semillas de lechuga se encontraron por encima del 50%, no se presentaron efectos negativos sobre las plántulas. La codigestión anaerobia es una alternativa para la recuperación y reutilización de las aguas residuales, así como para la generación de biogás y biosólidos.

9.24 Agradecimientos

Los autores brindan un agradecimiento al PRODEP por el financiamiento económico por el proyecto de redes académicas “Boprocesos ambientales” y a la Ing. Brenda Montserrat Crespo Pérez por su apoyo en la realización de este proyecto.

9.25 Referencias

- Agrowaste. (2013). *Digestión anaerobia*. Consultado en Octubre 2019, de <http://www.agrowaste.eu/>. Unión Europea.
- Agrowaste. (2014). *Guía para la obtención de biogás mediante digestión anaerobia a partir de desechos de la industria agroalimentaria*. Consultado en Octubre 2019, de <http://www.agrowaste.eu/>. Unión Europea.
- Ahring, B., Sadberg, M. y Angelidaki, I. (1995). Volatile fatty-acids as indicators of process imbalance in anaerobic digesters. *Applied microbiology and biotechnology* 43(5): 559-565.
- Akansha, J., Nidheesh, P., Gopinath. A., Anapuma, K., Suresh, M. (2020). Treatment of dairy industry wastewater by combined aerated electrocoagulation and phytoremediation process. *Chemosphere*: 253: 126652.
- Angelidaki, I. Y Ahring, B. (1993). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Applied microbiology and biotechnology* 38(4): 560-564.
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, 18th ed. Washington, D.C. U.S.A.
- Arango, O. y Sánchez, L. (2009). *Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB*. Fac. de Ciencias Agropecuarias 7(2): 24-31.
- Campos, E., Bonmatí, A., Teira, M. y Flotats, X. (2001). *Aprovechamiento energético de lodos residuales y purines*. *Producción de biogás*. Memorias de Jornadas técnicas sobre energía. Barcelona.
- Carrillo, L. (2002). *Tratamiento y reutilización del suero de leche*. *Conversus* (10): 22-25.

- Centro de Investigaciones Energéticas, Mediambientales y Tecnológicas. (1995). *La biomasa como fuente de energía y productos para la agricultura y la industria*. pp500. Madrid, España.
- Coelho, M., Rodríguez, A., Arroja, L. y Capela, I. (2007). Effect of non-feeding period length on the intermittent operation of UASD reactors treating dairy effluents. *Biotechnology and Bioengineering* 96 (2): 244-249.
- Comisión Nacional del Agua. (2018). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. México.
- Cortez, E. (2003). *Fundamentos de ingeniería para el tratamiento de los biosólidos generados por la depuración de aguas servidas de la región metropolitana*. Tesis para obtener el grado de Ing. Quím., Universidad de Chile, Dpto. de Ing. Quím. Santiago de Chile.
- Del Valle, M. (2007). *Sistema de innovación y transformaciones socioeconómicas en la agroindustria de los quesos en México*. Universidad Nacional autónoma de México. México.
- Devesa, L., Ferrer, I. y Casas, I. (2014). *Obtención de biogás a partir de codigestión anaerobia de microalgas y fangos de EDAR*. Barcelona.
- Durán Moreno, A., Casas-Gutiérrez, D., Rojas-Zamora, U., Vázquez-Cuevas, G., Roa-Luna, M., Alcántara-Hernández, R. (2014). *Fundamento de Digestión Anaerobia de Residuos Sólidos Orgánicos Urbanos*. Universidad Autónoma de México. ISBN: 978-607-02-5106-1.
- Ferguson, T. Y Mah, R. (1987). *Methanogenic bacteria in anaerobic digestion of biomass*. Edited by Chynoweth, D. Y. e Isaacson, R. Elsevier applied science LTD.
- García, K. (2009). *Codigestión anaeróbica de estiércol y lodos de depuradora para producción de biogás*. Tesis para obtener el grado de master. Universidad de Cádiz, Dpto. Tecnologías del medio ambiente.
- Gerardi, M. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. ISBN: 0-471-20693-8. New Jersey: Publicaciones John Wiley & Sons, Inc.
- Hernández, A. (1998). *Depuración de aguas residuales*. Madrid, España. Ed. Servicios Públicos.
- Hernández, M. y Vélez, J. (2014). *Suero de leche y su aplicación en la elaboración de alimentos funcionales*. Temas selectos de Ing. en Alimentos 8(2): 13-22. Puebla, México.
- Hulshoff, L., Lens, P., Stams, A. y Lettinga, G. (1998). Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. *Biodegradation* 9: 213-224.
- Hwu, C-S. y Lettinga, G. (1997). Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. *Enzyme and microbial technology* 21: 297-301.
- Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía. (2007). *Biomasa: Digestores anaerobios*. ISBN-13: 978-84-96680-21-0. Madrid, España.
- Jauregui, P., Fuda, E. y Pyle, D. (2004). Recovery of lactoferrin and lactoperoxidase from sweet whey using colloidal gas aphrons (CGAs) generated from an anionic surfactant. AOT. *Biotechnology Progress*. 20(2):514-525.
- Kai Pan, Qi Song, Lei Wang y Bing Cao. (2011). A study of demineralization of whey by nanofiltration membrane. *Desalination*. 267(2-3): 217-221.
- Kavacik, B. y Topaloglu, B. (2010). Biogas production from co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Biomass and bioenergy* 34(9): 1321-1329.
- Kennedy, J., Panesar, P., Gandhi, D. y Bunko, K. (2007). *Bio-utilization of whey for lactic acid production*. *Food Chemistry* 105(1): 1-14.

- León, A. y Arregocés, O. (1981). *Química de suelos inundados*. pp. 9-19 Cali, Colombia: CIAT.
- Lobato, A. (2012). *Estudio de la co-digestión anaerobia de residuos ganaderos con otros substratos agroindustriales*. Tesis para obtener el grado de doctor. Universidad de León, Instituto de medio ambiente, recursos naturales y biodiversidad.
- Márquez, F. (2005). *Estudio del tratamiento de lodos provenientes de pisciculturas mediante un sistema de digestión anaerobia*. Tesis para obtener el grado de Lic. en Ciencias de la ingeniería. Universidad Católica de Temuco. Chile.
- Martí, N. (2006). *Estudio del proceso de digestión anaeróbica para optimizar la recuperación de fósforo en EDAR*. Tesis doctoral, Universidad de Valencia, Esc. Técnica superior de Ing. ISBN: 1-58112-332-9. España: Universal-Publishers.
- Mata, J., Dosta, J., Macé, S. y Astalás, S. (2011). Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical reviews in Biotechnology*, 31(2): 99-111.
- Metcalf y Eddy, INC. (2003). *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reúso*. Vol. I y II 4ta ed. New York: McGraw-Hill.
- Montes, M. (2008). *Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás*. Tesis para obtener el grado de doctor en Ing. Quím. Dpto. de Ing. Civil: Ordenación del Territorio, urbanismo y medio ambiente.
- Morales, P. (2005). *Digestión anaerobia de lodos de plantas de tratamiento de aguas y su aprovechamiento*. Tesis para obtener el grado de Ing. Quím. Con área en Ing. Amb., Universidad de las Américas Puebla, Dpto. de Ing. Quím. y Alimentos. Cholula, Puebla, México.
- Noyola, A. (1998). *Digestión anaerobia de lodos. Memorias del curso digestión anaerobia de lodos y aguas residuales*. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales A.C. México.
- NTE-INEN 2594. (2011). *Suero de leche líquido. Requisitos*. Norma Técnica Ecuatoriana. Ed. Instituto Ecuatoriano de Normalización, Quito, Ecuador.
- Pandian, S., Margandan. B. y Kamalakannan, A. (2012). Anaerobic treatment of spoiled milk from milk processing industry for energy recovery. *Fuel* 96: 482-486.
- Pérez, A. y Torres. P. (2008). Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificable. *Ingeniería y Competitividad*. 10 (2): 41-52.
- Pomeón, T. y Cervantes, J. (2010). *El sector lechero y quesero en México entre 1900 a 2009. Entre lo global y local*. "Reportes de Investigaciones". Universidad Autónoma de Chapingo. <http://repositorio.chapingo.edu.mx:8080/handle/20.500.12098/163>.
- Pavlostathis, S. y Giraldo, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Critical reviews in environmental control* 21(5-6): 411-490.
- Rawson, H. y Gómez, H. (2001). *Trigo regado, manejo del cultivo*. ISBN: 92-5-304488-8. Roma, Italia: FAO.
- Ruíz, I., Álvarez, J. y Soto, M. (2002). *El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica*. Universidad de Coruña, Fac. de Ciencias, Campus de Zapateira. España.
- RWL WATER. (2019). *Soluciones de tratamiento de aguas, aguas residuales y reúso*. Consultado en Octubre 2019, de <http://www.rwlwater.com/?lang=es>

- Schnürer, A. y Jarvis, A. (2010). *Microbiological Handbook for Biogas Plants*, Malmö: Svenskt Gastekniskt Center AB.
- Seba, E. (2013). *Evaluación de un sistema lagunar in situ a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales lácteas del municipio de Miahuatlán, Veracruz*. Tesis para obtener el grado de Ing. Quím., Universidad Veracruzana, Fac. Xalapa. México.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación del suelo, estudio, muestreo y análisis. México: Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. México: Diario Oficial de la Federación.
- Sobrero, M. Y Ronco, L. (2004). *Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga "Lactuca Sativa L.* En Castillo, G., *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación da calidad de agua* (pp. 220).
- Sosnowski, P., Wieczorek, A. y Ledakowicz, S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Environmental research* 7: 609-616.
- Speece, R. (1983). Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*. 17(9): 416-427.
- Spreer, E. (1975). *Lactología industrial, leche, preparación y elaboración, maquinas, instalaciones y aparatos, productos lácteos*. 2da Ed. España: Ed. Acirbia.
- Steffen, R., Szolar, O. y Braun, R. (1998). *Feedstocks for anaerobic digestion*. Institute for Agrobiotechnology Tulln. University of Agricultural Sciences. Vienna.
- Tchobanoglous, G. y Crites, R. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. México: McGraw Hill.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vígil, S. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. Vol. I y II Madrid, España: McGraw-Hill.
- Valencia, E. y Ramírez, M. (2009). La industrial de la leche y la contaminación del agua. *Elementos* (73): 27-31.
- Van Lier, J. (1993). *Digestión anaerobia termofílica, aspectos relacionados con la temperatura*. Seminario D.A.A.R. Valladolid, Yucatán, México.
- Varnero, M. (2011). *Manual de biogás*. ISBN: 978-95-306892-0. FAO, Santiago de Chile.