



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – RESIDUOS SÓLIDOS

EFFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA SOBRE LA PRODUCCIÓN DE METANO Y
CARACTERÍSTICAS DE DIGESTATOS DURANTE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE
FORSU

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
MARIA DEL MAR OSSA ARIAS

TUTOR PRINCIPAL
DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ-INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR
DR. IVÁN MORENO ANDRADE- INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
DRA. ROSALINDA CAMPUZANO ÁNGELES- UAM IZTAPALAPA

CIUDAD DE MÉXICO, AGOSTO DE 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Rosalinda Campuzano Ángeles
Secretario: Dra. Petia Mijaylova Nacheva
1^{er}. Vocal: Dra. Georgina Fernández Villagómez
2^{do}. Vocal: Dr. Iván Moreno Andrade
3^{er}. Vocal: Dr. Simón González Martínez

Lugar donde se realizó la tesis: Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Instituto de Ingeniería.

TUTOR DE TESIS:

DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ

FIRMA

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. CONSIDERACIÓN.....	3
1.2. OBJETIVO GENERAL.....	3
1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
1.4. ALCANCES.....	3
2. DIGESTIÓN ANAEROBIA	4
2.1. Microbiología de la digestión anaerobia	4
2.2. Etapas de la digestión anaerobia	6
2.2.1. Hidrólisis	7
2.2.2. Acidogénesis	7
2.2.3. Acetogénesis	8
2.2.4. Metanogénesis	8
2.3. Parámetros de operación en la digestión anaerobia	8
2.3.1. Cantidad de inóculo y estrategia de alimentación.....	8
2.3.2. Características del sustrato.....	9
2.3.3. Contenido de sólidos en el reactor.....	10
2.3.4. Tiempo de retención.....	11
2.3.5. Nutrientes.....	12
2.4. Parametros de control e indicadores de estabilidad	13
2.4.1. pH.....	14
2.4.2. Alcalinidad y AGV.....	14
2.4.3. Nitrógeno amoniacal	15
2.4.4. Producción y composición del biogás	17
2.5. Carga orgánica y temperatura	17
2.6. Digestión anaerobia de residuos sólidos a nivel industrial.....	21
3. FRACCIÓN ORGANICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	24
3.1. Características físicas.....	24
3.2. Características químicas	26
3.3. Características bromatológicas.....	28
4. DIGESTATO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	32
4.1. Características de los digestatos.....	32

4.2.	Criterios exigibles de calidad del digestato.....	35
4.3.	Usos del digestato	38
5.	METODOLOGÍA	42
5.1.	FASE 1: Obtención, preparación y caracterización de la FORSU e inóculo 42	
5.1.1.	Recolección de la muestra de FORSU.....	42
5.1.2.	Preparación y caracterización de la FORSU.....	44
5.1.3.	Inóculo.....	45
5.2.	FASE 2: producción de digestato adaptado a la FORSU.....	45
5.2.1.	Arranque de reactores en lotes	45
5.2.2.	Operación del reactor mesofílico.....	46
5.3.	FASE 3: operación de reactores bajo diferentes cargas orgánicas y temperaturas	47
5.4.	FASE 4: caracterización fisicoquímica y biológica de digestatos	49
5.5.	Métodos analíticos.....	49
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	51
6.1.	FASE 1: Obtención, preparación y caracterización de FORSU e inóculo	51
6.1.1.	Obtención de la muestra	51
6.1.2.	Preparación y caracterización de la FORSU e inóculo	52
6.2.	FASE 2: producción de digestato adaptado a la FORSU.....	56
6.2.1.	Arranque de reactores discontinuos	56
6.2.2.	Operación de reactor mesofílico semi continuo.....	61
6.3.	FASE 3: operación de reactores bajo diferentes carga orgánicas y temperaturas	66
6.3.1.	Reactor a 55 °C.....	66
6.3.2.	Reactor a 35°C.....	75
6.3.3.	Reactor a 20°C	82
6.4.	FASE 4: caracterización fisicoquímica y biológica de digestatos	89
7.0.	CONCLUSIONES	94
8.0.	REFERENCIAS	97
ANEXO	104

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1. Ventajas y desventajas de los sistemas de digestión seca y húmeda	11
Tabla 2.2. Digestión anaerobia en una etapa de FORSU y residuos de alimentos	20
Tabla 2.3. Criterios de clasificación de las tecnologías de digestión anaerobia	22
Tabla 2.4. Características de las principales tecnologías comerciales	23
Tabla 3.1. Caracterización química de la FORSU.....	26
Tabla 3.2. Composición elemental de la FORSU	27
Tabla 3.3. Características bromatológicas de la FORSU.....	30
Tabla 4.1. Características de digestatos de FORSU recopilados de la literatura	36
Tabla 4.2. Comparación de los sistemas de garantía de calidad de digestato en Europa	37
Tabla 4.3. Características generales que deben cumplir los tipos de composta	41
Tabla 5.1. Técnicas empleadas para la caracterización de muestras	49
Tabla 6.1. Caracterización de la FORSU.....	53
Tabla 6.2. Caracterización de lodos granulares	56
Tabla 6.3. Características del montaje por relación S/I	56
Tabla 6.4. Características iniciales de las mezclas sustrato/inóculo (S/I).....	56
Tabla 6.5. Características finales de los digestatos para cada relación S/I	61
Tabla 6.6. Caracterización de la mezcla de digestatos	62
Tabla 6.7. Condiciones de operación reactor mesofílico semi continuo	62
Tabla 6.8. Condiciones de operación del reactor a 55 °C.....	67
Tabla 6.9. Promedio de producción y contenido de metano del reactor a 55°C.....	69
Tabla 6.10. Eficiencia de producción de metano en reactor a 55°C	70
Tabla 6.11. Condiciones de operación del reactor a 35 °C.....	76
Tabla 6.12. Promedio de producción y contenido de metano del reactor a 35°C.....	77
Tabla 6.13. Eficiencia de producción de metano en reactor a 35°C	78
Tabla 6.14. Condiciones de operación del reactor a 20 °C.....	82
Tabla 6.15. Promedio de producción y contenido de metano del reactor a 20 °C.....	85
Tabla 6.16. Eficiencia de producción de metano en reactor a 20 °C	85
Tabla 6.17. Características fisicoquímicas y biológicas de digestatos a diferentes cargas orgánicas.....	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Etapas de la digestión anaerobia.....	6
Figura 2.2. Amoníaco libre en solución a 20, 35 y 55°C y pH variable.....	16
Figura 3.1. Categorías de FORSU identificadas en el Proyecto VALORGAS.....	25
Figura 4.1. Distribución de los constituyentes principales de la fracción líquida y sólida del digestato.	33
Figura 5.1. Esquema general de la metodología.....	43
Figura 5.2. Equipos utilizados en la preparación de la FORSU	44
Figura 5.3. Montaje experimental para el arranque de reactores.....	46
Figura 6.1. Etapas del proceso de muestreo de residuos en la estación de transferencia Coyoacán, CMDX.	52
Figura 6.2. Etapas de reducción de tamaño	53
Figura 6.3. Comportamiento del pH en las diferentes relaciones S/I.....	57
Figura 6.4. Comportamiento de la alcalinidad en las diferentes relaciones S/I.	58
Figura 6.5. Comportamiento de los AGV en las diferentes relaciones S/I.	59
Figura 6.6. Contenido y producción de metano durante arranque de reactores	60
Figura 6.7. Parámetros de monitoreo del reactor mesofílico semi continuo.....	63
Figura 6.8. Producción y contenido de metano en reactor semicontinuo mesofílico	65
Figura 6.9. Parámetros de estabilidad a 55 °C.....	67
Figura 6.10. Comportamiento de la alcalinidad durante la operación del reactor a 55 °C	71
Figura 6.11. Comportamiento del pH y AGV durante la operación del reactor a 55 °C ...	72
Figura 6.12. Comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico durante la operación del reactor a 55 °C	74
Figura 6.13. Comportamiento de los sólidos totales y volátiles durante la operación del reactor a 55 °C.....	75
Figura 6.14. Parámetros de estabilidad a 35 °C.....	76
Figura 6.15. Comportamiento de la alcalinidad durante la operación del reactor a 35 °C.	79
Figura 6.16. Comportamiento del pH y AGV durante la operación del reactor a 35 °C ...	80
Figura 6.17. Comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico durante la operación del reactor a 35 °C.	81
Figura 6.18. Comportamiento de los sólidos totales y volátiles durante la operación del reactor a 35 °C.....	82
Figura 6.19. Parámetros de estabilidad a 20 °C.....	83
Figura 6.20. Comportamiento de la alcalinidad durante la operación del reactor a 20 °C.	86

Figura 6.21. Comportamiento del pH y AGV durante la operación del reactor a 20 °C ...	87
Figura 6.22. Comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico durante la operación del reactor a 20 °C.	88
Figura 6.23. Comportamiento de los sólidos totales y volátiles durante la operación del reactor a 20 °C.....	89
Figura 6.24. Curvas de producción de biogás digestatos y FORSU.....	92

DEDICATORIA

A mi madre, Maria Nhora Arias por apoyarme siempre a pesar de la distancia, por ser mi motivación, mi orgullo y mis ganas de salir adelante.

A ti madre porque eres el motor de mi vida. TE AMO

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México, al Instituto de Ingeniería y al Laboratorio de Ingeniería Ambiental, por permitirme realizar mi maestría y facilitar el uso de sus instalaciones, equipos e inmobiliario.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada que me permitió realizar mi maestría durante estos dos años.

A la DGAPA-UNAM por la beca recibida cuando la beca CONACyT culminó. Parte de esta investigación muy realizada gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM, dentro del proyecto con clave IT101320 titulado Biorrefinería para producción de ácidos grasos volátiles, biogás y digestato a partir de residuos sólidos orgánicos urbanos.

Al Centro Mexicano para la Innovación en Bioenergía - Clúster de Biocombustibles Gaseosos.

Al Dr. Simón González Martínez, por compartirme sus conocimientos, por las asesorías brindadas y aportar los elementos necesarios para realizar un correcto trabajo de investigación.

A la Dra. Rosalinda Campuzano, Dra. Georgina Fernández, Dra. Petia Mijaylova y Dr. Iván Moreno por sus observaciones y valiosos aportes que enriquecieron y mejoraron mi tesis.

A mi familia: madre, padre, hermana y tíos por su apoyo incondicional a pesar de la distancia, soy muy afortunada de contar siempre con ustedes.

A Alejandro Ordoñez por estar siempre conmigo en estos dos años, por apoyarme en todo y demostrarme todos los días su amor a pesar de la distancia.

Y, por último, pero no menos importante a Mario Castellón, gracias infinitas gracias por todo, por escucharme, por explicarme con plastilina las cosas, por soportarme todo este tiempo, por hacer que mis horas en el laboratorio fueran menos pesadas, por hacerme reír cuando quería llorar, por ser mi amigo y sobre todo por ser mi guía en este proceso. Te quiero hasta el *tercer cielo*.

RESUMEN

El tratamiento biológico de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) por medio de la digestión anaerobia ha mostrado ser una alternativa viable, ya que permite la recuperación de energía en forma de metano y genera un residuo (digestato) que puede ser aplicado efectivamente como mejorador de suelos o fertilizante.

Las características del digestato y el potencial de producción de metano dependen en gran medida de las características del sustrato, de su biodegradabilidad y los parámetros del proceso. Algunas de las variables operativas que condicionan el proceso son la temperatura, el tiempo de retención de sólidos (TRS) y la carga orgánica (CO), por lo cual el objetivo del presente trabajo se centró en evaluar, a escala laboratorio, el efecto de la carga orgánica sobre la digestión anaerobia de la FORSU de la Ciudad de México y en determinar las características fisicoquímicas y de estabilidad de los digestatos obtenidos bajo tres temperaturas (55, 35 y 20 °C).

Para el cumplimiento de los objetivos del presente trabajo inicialmente se operó un reactor a 35 °C con una carga orgánica de 6.0 kg_{SV}/m³·d y un TRS de 35 días, lográndose obtener un inóculo adaptado a la FORSU, el cual fue utilizado en los reactores a 55, 35 y 20 °C.

Los resultados obtenidos en el reactor a 55 °C muestran que al aumentar la carga orgánica de 0.6 a 1.0 kg_{SV}/m³·d utilizando FORSU al 8 % de sólidos totales se aumentó la producción de metano de 300 ± 3.6 a 314 ± 1.4 LN_{CH₄}/kg_{SV}.

En el caso del reactor a 35 °C, la producción de metano disminuyó de 479 ± 16.3 a 442 ± 18.2 LN_{CH₄}/kg_{SV} cuando se incrementó la carga orgánica de 3.6 a 7.4 kg_{SV}/m³·d.

De igual manera el aumento de la carga orgánica de 1.2 a 3.0 kg_{SV}/m³·d en el reactor a 20 °C ocasionó una disminución en la producción de metano de 387 ± 0.6 a 306 ± 0.6 LN/kg_{SV}.

Con respecto a las características de los digestatos obtenidos todos fueron ligeramente alcalinos (pH = 7.8 - 8.3), su contenido de materia orgánica fue mayor a 60 % y la concentración de K y P-PO₄ aumentó con el incremento de la carga orgánica, mientras que el contenido de nitrógeno Kjeldahl disminuyó en las tres temperaturas evaluadas.

Finalmente, de acuerdo con los estándares internacionales actuales, los digestatos estudiados no pueden considerarse como productos comerciales debido a su alta humedad y bajo contenido de P-PO₄.

Palabras claves: FORSU, producción de metano, digestato, carga orgánica, temperatura.

ABSTRACT

The biological treatment of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) through anaerobic digestion has shown to be a viable alternative, since it allows energy recovery in the form of methane and generates a residue (digestate) that can be applied effectively as a soil improver or fertilizer.

The characteristics of the digestate and the potential for methane production mainly depend on the characteristics of the substrate, its biodegradability and the parameters of the process. Some of the operational variables that condition the process are temperature, solids retention time (TRS) and the organic loading rate (OLR), therefore the objective of this study focused on evaluating, on a laboratory scale, the effect of the organic loading rate on the anaerobic digestion of the OFMSW of Mexico City and in determining the physicochemical and stability characteristics of the digestates obtained under three temperatures (55, 35 and 20 °C).

In order to fulfill the objectives of this study, a reactor was initially operated at 35 °C with an organic loading rate of 6.0 kg_{SV}/m³ d and a TRS of 35 days, obtaining an inoculum adapted to OFMSW, which was used in the reactors at 55, 35 and 20 °C.

The results obtained in the reactor at 55 °C show that by increasing the organic loading rate from 0.6 to 1.0 kg_{SV}/m³ d using OFMSW to 8% of total solids, the methane production was increased from 300 ± 3.6 a 314 ± 1.4 LN_{CH₄}/kg_{SV}.

In the case of the reactor at 35 °C, methane production decreased from 479 ± 16.3 to 442 ± 18.2 LN_{CH₄}/kg_{SV} when the organic loading rate increased from 3.6 to 7.4 kg_{SV}/m³ d.

Similarly, the increase in organic loading rate from 1.2 to 3.0 kg_{SV}/m³ d in the reactor at 20 °C caused a decrease in methane production from 387 ± 0.6 to 306 ± 0.6 LN_{CH₄}/kg_{SV}.

Regarding the characteristics of the digestates obtained, they were all slightly alkaline (pH = 7.8 - 8.3), their content of organic matter was greater than 60 % and the concentration of K and P-PO₄ increased with the increase in the organic loading rate, while that the Kjeldahl nitrogen content decreased at the three temperatures evaluated.

Finally, according to current international standards, the digestates studied can not be considered as commercial products due to their high humidity and low P-PO₄ content.

Keywords: OFMSW, methane production, digestate, organic loading rate, temperature.

1. INTRODUCCIÓN

El interés mundial en el tratamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) mediante digestión anaerobia está aumentando, puesto que es una atractiva materia prima y el proceso ayuda a estabilizar los residuos, aporta una ruta de recuperación de energía limpia (biogás) y genera un residuo (digestato) que puede ser aplicado efectivamente como mejorador de suelos o fertilizante orgánico (Möller y Müller, 2012). Entre 1991 y 2010 se habían instalado 184 plantas industriales para la digestión de FORSU y hasta el 2012 existían 244 plantas a escala comercial para el procesamiento de FORSU sola o en codigestión con otros sustratos (Thomé-Kozmiensky y Thiel, 2012). En general, hasta el 2018 habían 17,783 plantas de biogás en Europa (EBA, 2018).

La digestión anaerobia es un proceso complejo donde pequeños cambios en las condiciones de operación o en las características del sustrato pueden provocar alteraciones en el equilibrio entre los grupos de microorganismos que participan en el proceso, provocando inestabilidad o el fallo total del reactor. El proceso se basa en cuatro pasos: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis y está condicionado por variables operativas como: la temperatura, el tiempo de retención de sólidos (TRS) y la carga orgánica (CO) (Fernández-Rodríguez *et al.*, 2014)

La temperatura es uno de los factores más influyentes, ya que por una parte selecciona los microorganismos preponderantes en el sistema y por otra controla su velocidad de crecimiento; debido a que la digestión anaerobia se desarrolla por una población de microorganismos, mixta y compleja, son posibles varios rangos de temperatura para el desarrollo del proceso: psicrófilos (15 - 20 °C), mesófilos (30-40 °C) y termófilos (50-60 °C). Cada uno presenta ventajas y desventajas; por ejemplo, la digestión anaerobia termofílica da lugar a velocidades de reacción más rápidas debido a las mayores tasas metabólicas de los microorganismos y, además,

a una mayor destrucción de patógenos. Sin embargo, el proceso termofílico puede estar asociado con mayores concentraciones de ácido propiónico, lo cual puede inhibir el proceso, es más susceptible a desestabilizarse por cambios operacionales o por incrementos en el nitrógeno amoniacal o AGV (Fernández-Rodríguez *et al.*, 2014).

La digestión anaerobia mesofílica ha sido predominante en comparación con la termofílica, porque presenta una mayor versatilidad en cuanto a los sustratos digeribles, menores requerimientos de energía y en un rango mesofílico los microorganismos son menos sensibles tolerando fluctuaciones de hasta ± 3 °C (Zupančič y Grilc, 2012).

Para países de clima frío, tanto los procesos mesofílicos como los termofílicos están limitados por la cantidad de energía requerida para calentar los reactores, lo cual conlleva a la búsqueda de otras alternativas menos costosas como la digestión anaerobia psicrófila. Sin embargo, existe información limitada sobre la operación exitosa de los digestores que tratan residuos orgánicos mezclados a temperaturas inferiores a 35 °C (Dhaked *et al.*, 2010).

Una vez que se ha seleccionado la temperatura de operación, el TRS y la CO son los factores más importantes para controlar los sistemas de digestión anaerobia. Cuando la concentración de sustrato es muy baja, los microorganismos utilizan la materia orgánica básicamente para el metabolismo basal y, en consecuencia, no se producen microorganismos (Forster-Carneiro, 2005). Por el contrario, altas cargas orgánicas, en ausencia de inhibidores, proporcionan altas producciones volumétricas de biogás, a pesar de que el incremento en la carga orgánica sobre el valor óptimo provoca disturbios en el proceso como aumento en las concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGV) o de compuestos tóxicos, lo que conduce a disminuir la remoción del sustrato [sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) o demanda química de oxígeno (DQO)], la producción de metano, y puede provocar el lavado de microorganismos en el reactor (Schievano *et al.*, 2010).

Para procesos con alto contenido de sólidos (digestión seca) se presenta mayor eficiencia usando una carga orgánica mayor a 6 kg_{SV}/m³·día, en contraste con procesos de vía húmeda que operan mejor bajo una carga menor a 6 kg_{SV}/m³·día (Hartmann y Ahring, 2006).

Por su parte Duan *et al.* (2019) reportan que a medida que aumenta la CO el contenido de ST, SV y DQO_T del digestato incrementa; de manera similar sucede con los valores de pH, los cuales muestran una tendencia al alza debido a una mayor concentración de nitrógeno amoniacal, sin embargo, esto depende del contenido de proteína del sustrato.

Para planificar el manejo y controlar los efectos ambientales (positivos y negativos) del uso de los digestatos, el presente trabajo se centra en evaluar, a escala laboratorio, el efecto de la carga orgánica sobre la digestión anaerobia de la FORSU

de la Ciudad de México y en determinar las características fisicoquímicas y de estabilidad de los digestatos obtenidos.

1.1. CONSIDERACIÓN

El aumento de la carga orgánica disminuye la producción de metano durante la digestión anaerobia de FORSU e incrementa la concentración de nutrientes en el digestato pero a su vez reduce su estabilidad biológica.

1.2. OBJETIVO GENERAL

Determinar los efectos que tiene la carga orgánica sobre la producción de metano y las características de los digestatos generados durante la digestión anaerobia de FORSU.

1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar el efecto de la carga orgánica sobre la producción de metano bajo tres temperaturas.
- Evaluar las características fisicoquímicas y de estabilidad del digestato obtenidos bajo diferentes cargas orgánicas y temperaturas para determinar su potencial aprovechamiento.
- Establecer si los digestatos producidos bajo diferentes cargas orgánicas y temperaturas pueden ser utilizados como mejorador de suelo o fertilizante.

1.4. ALCANCES

- El trabajo se realizó con una muestra representativa de residuos orgánicos de la estación de transferencia de residuos sólidos de Coyoacán, CDMX.
- En la etapa de arranque, para la generación de un inóculo adaptado a la FORSU, se utilizaron lodos anaerobios granulados provenientes del reactor UASB de la planta de tratamiento de aguas residuales de Grupo Modelo para la inoculación del proceso.
- La experimentación se llevó a cabo a escala laboratorio en reactores discontinuos y semicontinuos.

2. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es un proceso biológico de múltiples etapas, en el que consorcios microbianos de diferentes especies de bacterias y arqueas, en ausencia de oxígeno, transforman los compuestos orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y lípidos) en productos más simples como metano (60-70 %), dióxido de carbono (30 -40 %), y trazas de otros gases como N₂, NH₃, H₂ y SH₂ (usualmente menos del 1 % del volumen total de gas), a la par que se produce biogás, también se genera otro subproducto conocido como digestato. El biogás producido es considerado como una fuente de energía alterna y versátil, ya que puede utilizarse como reemplazo de combustibles fósiles para la producción de energía e incluso como combustible para vehículos; mientras que el digestato, es un producto rico en nutrientes, que puede ser utilizado directamente o compostado antes de su uso en jardinería o agricultura (Tyagi *et al.*, 2018).

2.1. Microbiología de la digestión anaerobia

La conversión anaerobia de complejos orgánicos en dióxido de carbono y metano requiere de la actividad coordinada de diferentes grupos de microorganismos. En general, las comunidades microbianas presentes en un digestor anaerobio pueden ser clasificadas en dos dominios: en el dominio bacteria se ubican las bacterias fermentativas o acidogénicas, bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno, bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno o homoacetogénicas; en el dominio arquea se ubican las metanógenas acetoclásticas e hidrogenotróficas. A continuación se enlistan los grupos de microorganismos involucrados en el proceso de digestión anaerobia:

Bacterias acidogénicas: conocidas también como bacterias hidrolíticas o fermentadoras. Es el grupo encargado de las etapas de hidrólisis y acidogénesis. Incluyen bacterias anaerobias y bacterias facultativas. Las especies más encontradas en este proceso son *Bacteroides*, *Clostridium*, *Butyrivibrio*, *Eubacterium*, *Bifidobacterium* y *Lactobacillus* (Khanal, 2008).

Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno: este grupo de bacterias metaboliza ácidos orgánicos como propionato, butirato, etanol y algunos compuestos aromáticos en acetato, CO₂ e H₂ (Khanal, 2008). Las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno crecen en asociación sintrófica con los organismos metanogénicos hidrogenotróficos. Al consumir hidrógeno, estos últimos mantienen baja la presión parcial de hidrógeno, de tal manera que la acetogénesis es favorecida termodinámicamente. Algunos organismos de este grupo son: *Syntrophobacter wolinii* y *Syntrophomonas wolfei* (Jördening y Winter, 2005).

Bacterias homoacetogénicas: los microorganismos de esta fase son de vital importancia, ya que el producto final acetato es un importante precursor de la generación de metano. Las bacterias responsables de este proceso son tanto autótrofas como heterótrofas, las primeras utilizan una mezcla de hidrógeno y dióxido de carbono, y en algunos casos CO para la producción de acetato y las segundas usan sustratos orgánicos como formiato y metanol. Se han aislado *Clostridium aceticum*, *Clostridium thermoaceticum* y *Acetobacterium woodii* (Jördening y Winter, 2005; Khanal, 2008).

Arqueas acetoclásticas e hidrogenotróficas: las arqueas son un grupo de microorganismos que se distinguen de las bacterias por las características de sus células: no tienen en su estructura peptidoglucanos (mureinas), presentan ácidos ribonucleicos (ARN) distintivos y los lípidos de su membrana tienen una estructura única que les permite sobrevivir en condiciones extremas. Estas arqueas son anaerobias y pueden usar un rango limitado de sustratos para la producción de metano (Khanal, 2008). Se les divide en dos grupos principales:

- **Metanogénicas acetotróficas:** conocidas también como acetoclásticas, contribuyen con la mayor parte del metano generado (alrededor del 60 -70 %) en el proceso de digestión anaerobia. Las acetotróficas consumen principalmente acetato y la especie dominante es *Methanosaeta concilii* que se caracteriza por ser un bacilo y su tiempo de duplicación típica de 4 a 9 días (Zinder, 1990; Henze *et al.*, 2008).
- **Metanogénicas hidrogenotróficas:** consumen H₂ y CO₂, tienen un tiempo de duplicación que varía de 4 a 12 horas. Poseen un papel muy importante en la estabilidad de la producción de biogás, ya que al usar el hidrógeno como sustrato evitan que la presión parcial aumente e inhiba a los microorganismos acetotróficos. Los principales géneros son *Methanosarcina* y *Methanobacteriales*, las cuales forman colonias en grandes paquetes de unidades celulares cocoides (esféricos) (Zinder, 1990).

2.2. Etapas de la digestión anaerobia

El proceso anaerobio ha sido estudiado con bastante amplitud desde la óptica de la bioquímica y la microbiología, y se conoce que en él convergen una amplia variedad de microorganismos (arqueas y bacterias) tanto de tipo facultativo como anaerobios. Éste mecanismo de transformación presenta dos fases sucesivas, denominadas como no metanogénica y metanogénica; en la primera fase se inicia la transformación de las moléculas que conforman la fracción orgánica, produciéndose así estructuras moleculares más simples; en esta fase del proceso suelen considerarse tres etapas, una hidrólisis seguida por la fermentación (conocida como acidogénesis) y finalmente la β -oxidación (acetogénesis). Los productos de las etapas anteriores proporcionan el sustrato a los microorganismos que se desarrollan en la fase metanogénica, la cual se caracteriza por ser en la que se genera metano y de allí su nombre (Mata-álvarez, 2003).

En la Figura 2.1 se presenta el esquema de la ruta bioquímica del proceso de digestión anaerobia que siguen los sustratos complejos como la FORSU. Los números en color rojo indican los siguientes grupos involucrados: 1- Bacterias fermentativas; 2- Bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno; 3- Bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno; 4- Arqueas metanogénicas reductoras del dióxido de carbono. 5- Arqueas metanogénicas acetoclásticas.

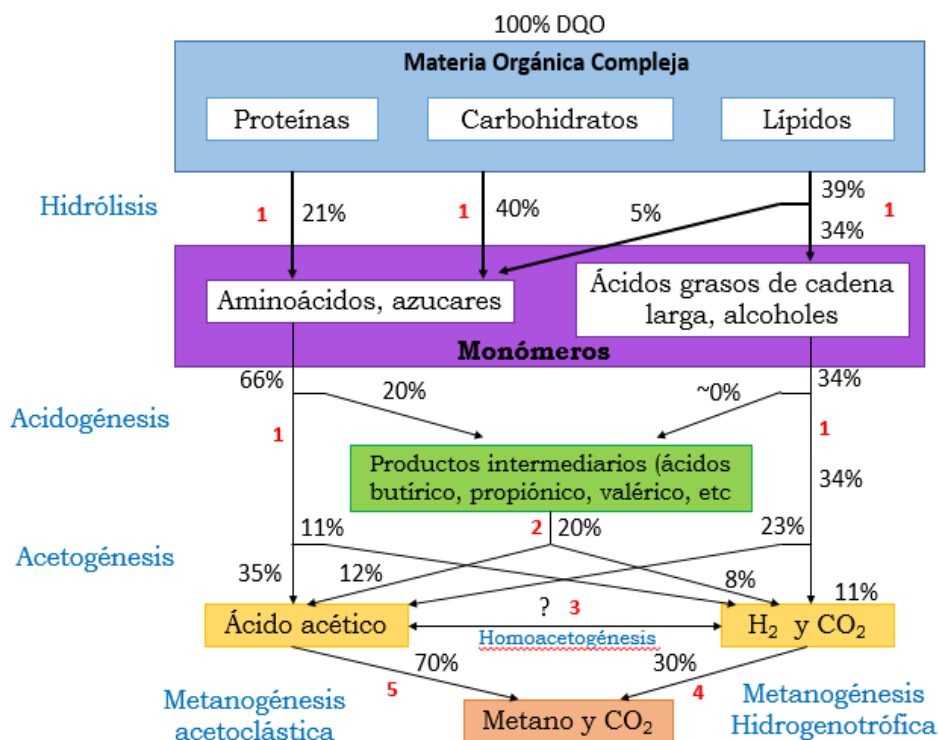


Figura 2.1. Etapas de la digestión anaerobia. **Fuente:** Modificado de Gujer y Zehnder (1983)

2.2.1. Hidrólisis

La hidrólisis es la primera etapa del proceso, en la cual los polímeros complejos como carbohidratos, proteínas y lípidos (grasas y aceites) son hidrolizados por acción de enzimas extra celulares convirtiéndolos en moléculas más simples. Estas moléculas, debido a su tamaño y simplicidad estructural, son transportadas al interior de los microorganismos a través de la membrana celular. Las enzimas que intervienen dependen del sustrato a degradar (Nayono, 2010).

Las proteínas son hidrolizadas, por proteasas, en péptidos, los péptidos son desdoblados por peptidasas a aminoácidos.

La hidrólisis de celulosa se lleva a cabo mediante la mezcla de enzimas celulolíticas como exo-glucanasas, endoglucanasas y celobiasas, siendo la mezcla de estas enzimas usualmente conocida como celulasa. Los principales productos de la hidrólisis de la celulosa son celobiosa y glucosa mientras que de la hemicelulosa son pentosas, hexosas y ácidos urónicos (Jördening y Winter, 2005).

La hidrólisis de almidón se realiza por la acción enzimática de las amilasas, siendo las más importantes las α -amilasas y β -amilasas, capaces de hidrolizar los enlaces glucosídicos α -1,4 y α -1,6 de la amilosa y la amilopectina. La α -amilasa transforma el almidón en glucosa, maltosa, maltotriosa y α -dextrinas. La β -amilasa produce formas β -anoméricas de maltosa, glucosa y maltotriosa (Sanders, 2001).

La hidrólisis de lípidos es ejecutada por la enzima lipasa produciendo una molécula de glicerol y tres ácidos grasos de cadena larga (AGCL); esta enzima es más activa en sustratos insolubles que en solubles en agua. La hidrólisis de la mayoría de los lípidos no conduce a la formación de monómeros solubles. En el caso de los lípidos, los AGCL representan la porción más grande de la reducción equivalente. Los AGCL libres se adhieren sobre la biomasa en el reactor, las paredes del reactor y/o son acumulados en la superficie de la emulsión grasosa (Sanders, 2001).

La etapa hidrolítica puede ser limitante de la velocidad global del proceso, sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido de sólidos. Además, esta etapa depende de factores como la temperatura, el tiempo de retención hidráulico, composición de los sustratos, tamaño de las partículas, pH y de la concentración de los productos de la hidrólisis (Khanal, 2008).

2.2.2. Acidogénesis

Durante la fermentación (acidogénesis), los monómeros obtenidos durante la hidrólisis son degradados por una gran variedad de bacterias que reciben el nombre de fermentativas. Este grupo bacteriano produce dióxido de carbono, hidrógeno, alcoholes, AGV, AGCL y algunos compuestos nitrogenados y sulfurados.

En esta etapa se generan principalmente etanol, lactato y AGV como acetato, butirato, propionato y valerato (Nayono, 2010).

En general, la población acidogénica representa alrededor del 90 % en peso de la comunidad microbiana presente en la digestión anaerobia. Estos microorganismos tienen una tasa de crecimiento alta y por eso la etapa de acidogénesis se considera como la más rápida en el proceso de digestión anaerobia (Khanal, 2008).

2.2.3. Acetogénesis

Algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (ácido acético, metanol y el CO_2 con H_2), otros (etanol, ácidos grasos volátiles y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, como acetato (CH_3COO^-), hidrógeno (H_2), dióxido de carbono (CO_2), por bacterias acetogénicas. El proceso de conversión, de acetato a metano puede ser favorable termodinámicamente si la presión parcial del hidrógeno se encuentra baja; por lo tanto, una reducción del hidrógeno es relevante en ésta etapa, de allí que, durante la acetogénesis, se presenten dificultades energéticas y entonces se requiere la participación de otros grupos microbianos metanogénicos consumidores de hidrógeno. Esta dependencia significa que la degradación de ácidos grasos y alcoholes depende de las actividades de microorganismos como las arqueas metanogénicas, llevándose a cabo una relación sintrófica entre organismos productores y consumidores de H_2 (Henze *et al.*, 2008).

2.2.4. Metanogénesis

En esta etapa, un amplio grupo de arqueas anaerobias, llamadas metanogénicas, actúan sobre los productos resultantes de las etapas anteriores (acetato, H_2 , CO_2 , formiato, metanol, etanol y algunas metilaminas) completando el proceso mediante la formación de metano. Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos en función del sustrato principal que metabolizan: metanogénicos acetoclásticos e hidrogenotróficos; los primeros son los responsables del 60 a 70 % del CH_4 generado en la digestión anaerobia a partir de la descarboxilación del ácido acético, y los segundos producen el restante a partir de la reducción del dióxido de carbono por el hidrógeno (Jördening y Winter, 2005;Khanal, 2008).

2.3. Parámetros de operación en la digestión anaerobia

2.3.1. Cantidad de inóculo y estrategia de alimentación

Un contenido de inóculo aclimatado entre el 10-15 % del volumen útil del reactor es suficiente para el arranque del proceso de digestión anaerobia. Sin embargo, cuando se usa un inóculo mesofílico para inocular digestores termofílicos, mayores

relaciones inóculo/sustrato (I/S) entre el 30 al 50 % son recomendadas (El-fadel *et al.*, 2013).

Cuando la FORSU esta integrada por compuestos fácilmente biodegradables, al alimentar los reactores, la materia orgánica es rápidamente degradada, resultando en una alta producción de AGV y disminución del pH que conduce a la inestabilidad del proceso. Por lo tanto, el sustrato es usualmente diluido a contenidos bajos de sólidos de 3-6 % y la carga orgánica es incrementada paso a paso para evitar inhibiciones asociadas con una alimentación alta durante el arranque. Por ejemplo, algunos investigadores procedieron a llenar el digestor gradualmente, comenzando con el inóculo y luego con una cantidad incremental de sustrato hasta que el digestor estuviera lleno. Otros llenaron el reactor, desde el principio, con inóculo diluido y, en algunos casos, con una pequeña porción de la alimentación, operando el reactor con un aumento progresivo de carga orgánica en un modo de llenado por extracción (El-fadel *et al.*, 2013).

2.3.2. Características del sustrato

Las características de la FORSU determinan el éxito de la digestión anaerobia (por ejemplo el alto potencial para producir biogás y su capacidad de degradación). Las características del sustrato pueden variar de acuerdo con su origen, tiempo de almacenamiento, hábitos culturales de la comunidad, entre otros. La cantidad de componentes como los lípidos, carbohidratos, proteínas, celulosa, hemicelulosa, así como la lignina proporcionan una perspectiva en cuanto a la generación de metano y la degradabilidad del sustrato (Nayono *et al.*, 2010). De forma general los lípidos se degradan rápidamente y su rendimiento en la producción de metano es superior al de proteínas y carbohidratos (Solano *et al.*, 2011). Aunque la FORSU con alto contenido de lípidos la vuelve un sustrato atractivo para la producción de biogás, Neves *et al.*, (2004) señalan que la presencia excesiva de estos puede reducir la velocidad de la hidrólisis, pues existe la posibilidad que los lípidos se adhieran a otros compuestos y por lo tanto, se reduce la actividad de ciertas enzimas involucradas en el proceso.

En cuanto a los carbohidratos, son sustancias fácilmente degradables por la actividad microbiana anaerobia; sin embargo, una elevada concentración puede acidificar el proceso y, por ende, inhibir a ciertos microorganismos como las arqueas metanogénicas. Por otro lado, las proteínas, son una fuente importante de C y N en la digestión anaerobia; no obstante, un exceso de éstas puede causar efectos nocivos en el proceso, ya que el amoníaco producido en la transformación del nitrógeno orgánico es un gran inhibidor de la biomasa anaerobia (Solano *et al.*, 2011).

Respecto a la lignocelulosa (celulosa y hemicelulosa que se encuentran estrechamente unidas a la lignina), se puede encontrar en abundancia en los residuos de jardinería y cascaras de muchos alimentos, todos estos considerados

FORSU. La lignina se considera un componente de difícil degradación en los procesos anaerobios; además de retardar la hidrólisis que conlleva a limitar el proceso de conversión de la materia orgánica a compuestos más simples, su presencia afecta la biodegradabilidad de la celulosa, hemicelulosa, entre otros (Blanco, 2011).

2.3.3. Contenido de sólidos en el reactor

Los procesos de digestión anaerobia pueden clasificarse según la concentración de sólidos totales de la materia prima: los sistemas de digestión secos tienen un contenido de ST superiores al 20 %, los semi secos varían del 10 al 20 % de ST y húmedos cuando los ST son inferiores al 10 % (Forster-Carneiro *et al.*, 2008).

La digestión húmeda es una tecnología muy extendida y bien conocida desde hace décadas debido a su aplicación para la estabilización de biosólidos generados en las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR). Los sistemas secos han demostrado, mediante investigaciones desarrolladas en la década de los 80, que pueden proporcionar producciones de biogás tan altas como los sistemas húmedos; sin embargo, el principal reto de estos sistemas no es tanto el establecimiento de las reacciones bioquímicas sino del manejo del sistema desde el punto de vista operacional. El transporte del digestato en los sistemas secos requiere equipos más robustos y costosos que los húmedos (que utilizan principalmente bombas centrífugas), además de cintas transportadoras, tornillos y bombas diseñadas especialmente para el transporte de materiales altamente viscosos (Blanco, 2011).

El principal factor que condiciona el rendimiento biológico de los reactores en los sistemas húmedos es la acumulación de sustancias inhibitoras como los AGV y el amoníaco. Este factor puede controlarse adicionando agua al proceso para reducir las concentraciones de inhibidores, lo cual no es posible en la digestión seca (Blanco, 2011).

Los reactores operados en digestión húmeda son en general continuos, en contraste con los reactores de vía seca, los cuales se pueden operar de manera continua, semicontinua o por lotes. Según Thomé-Kozmiensky y Thiel (2012), el 62 % de la capacidad instalada en Europa opera bajo condiciones secas y el restante bajo condiciones húmedas.

El consumo de energía térmica para calentar el digestor es típicamente entre un 10 % y un 20 % de la producción de energía del biogás, y otra cantidad similar en la operación de la planta. Los digestores húmedos termofílicos pueden consumir hasta un 40 % de la energía generada, mientras que los digestores secos consumen mucho menos. La demanda térmica en los digestores húmedos es necesaria para calentar el contenido y mantenerlo caliente, y la electricidad es necesaria para bombear el líquido adicional (Kraemer y Gamble, 2014).

En la Tabla 2.1 se presentan las ventajas y desventajas de ambos procesos de acuerdo con la recopilación realizada por Campuzano (2015).

Tabla 2.1. Ventajas y desventajas de los sistemas de digestión seca y húmeda

Tecnología	Ventajas	Desventajas
Digestión seca	<ul style="list-style-type: none"> - Mínima producción de efluente líquido - Reactores de menor tamaño - Tratamiento de cargas orgánicas más altas. - Menor consumo de agua y energía - Menor producción de espuma - No se presentan problemas en los reactores por la presencia de arena, piedras o huesos, y no se requiere una separación exhaustiva 	<ul style="list-style-type: none"> - Baja tasa de difusión - Requiere equipo especial para el manejo de los residuos (bombas para trabajo pesado) - Proceso más lento - Concentración de compuestos tóxicos - Menor estabilidad - Medio heterogéneo - No se logra un mezclado adecuado
Digestión húmeda	<ul style="list-style-type: none"> - Fácil mezcla - Equipo de bombeo sencillo - Alta tasa de difusión - Dilución de compuestos inhibitorios - Co-digestión con agua residual o lodos para ajustar el contenido de ST 	<ul style="list-style-type: none"> - Mayor consumo energético - Mayor producción de digestato - Problemas de operación y abrasión por la presencia de arena, piedras, huesos o plásticos - Cortocircuitos - Preparación del sustrato más complicada (pre tratamiento) - Mayor sensibilidad a desestabilizarse por altas cargas y a inhibirse por rápida difusión - Reactores de gran tamaño

2.3.4. Tiempo de retención

El tiempo de retención hidráulico (TRH) hace referencia al tiempo promedio de permanencia de la alimentación líquida o sólida en un digestor anaerobio de funcionamiento continuo, semicontinuo o discontinuo. También puede definirse el tiempo de retención de sólidos (TRS), el cual indica el tiempo promedio de permanencia de la biomasa microbiana en el interior del digestor.

Los parámetros de funcionamiento dependen regularmente del reactor que sea utilizado, por lo tanto el tiempo de retención hidráulico así como la carga orgánica y el tipo de sustrato, son las principales variables de funcionamiento que determinan el volumen del reactor. En un reactor completamente mezclado (CSTR) o flujo pistón (PFR) el tiempo de retención hidráulico coincide con el tiempo de retención de biomasa, por tanto este tiempo deberá ser lo suficientemente largo

como para permitir el correcto desarrollo de las poblaciones microbianas involucradas en el proceso de digestión anaerobia (Blanco, 2011).

La importancia del parámetro de retención subyace en que al incrementar el TRH se incrementa la fracción de materia orgánica degradada, en el siguiente orden: carbohidratos, proteínas y lípidos; no obstante, la producción volumétrica de biogás se reduce después de que se ha superado el TRH óptimo para un residuo orgánico en particular (Demirel y Yenugün, 2002).

Para TRH largos se necesitará un tamaño grande de digestor para una cantidad dada de sustrato y además se puede provocar un decrecimiento de microorganismos debido a la escasez de nutrientes. En contraste, los TRH cortos pueden resultar en la inhibición por acumulación de AGV o al lavado de microorganismos y consecuentemente en un bajo rendimiento de metano (Nayono, 2010). Por lo tanto, es importante adaptar el TRH a la velocidad de descomposición específica de los sustratos usados (Al Seadi *et al.*, 2008). Dado que los microorganismos metanogénicos poseen una tasa de crecimiento específica más pequeña con respecto a los acidogénicos, se requiere al menos de 12 días para duplicar su población (Gerardi, 2003)

Fdez-Güelfo *et al.*, (2011) han estudiado la degradación termofílica seca de FORSU. Estos autores han trabajado en condiciones secas (30 % ST) y han determinado que 15 días es el TRS óptimo. A escala industrial, el TRS aplicado suele ser casi el doble de la escala de laboratorio. Eso es alrededor de 25 - 35 días. La razón es evitar los problemas derivados de la inhibición del sistema cuando está trabajando cerca de lo óptimo, además, la mayoría de las plantas industriales operan en régimen mesofílico y no en termofílico, lo que supone un TRS más alto, ya que, la velocidad de crecimiento de los microorganismos es menor.

Según Bouallagui *et al.*, (2005) en el caso de desechos de frutas y vegetales, el TRS de 20 días fue el mejor entre los reactores completamente mezclados de una etapa en condiciones termofílicas.

Por su lado, la digestión a baja temperatura requiere un tiempo de retención de sólidos de aproximadamente el doble que la digestión mesofílica, debido a la menor tasa de crecimiento específico de las bacterias anaerobias (Kashyap *et al.*, 2003). Safley y Westerman (1990) reportaron que la producción bruta de biogás para un digestor que opera a 20 °C y en un tiempo de retención de 40-50 días es comparable a un digestor que opera a temperatura mesofílica pero a la mitad del tiempo de retención.

2.3.5. Nutrientes

Al igual que en todas las operaciones bioquímicas, en el proceso anaerobio se requieren macronutrientes (carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, azufre y fósforo) y micronutrientes (níquel, cobalto, magnesio, zinc, molibdeno, cobre,

vanadio, boro y vitaminas) para la síntesis de nueva biomasa. El carbono y el nitrógeno son las principales fuentes de nutrientes para los microorganismos; el carbono es la fuente de energía y el nitrógeno contribuye a la formación de nuevas células en el proceso. Altas relaciones C/N indican deficiencia de nitrógeno para la síntesis de biomasa y una baja relación causa la acumulación de amoníaco e inhibe la producción de metano. Igoni *et al.*, (2008) sugirieron una C/N igual a 30 para optimizar la biodegradación anaerobia, ya que mencionaron que las bacterias en el proceso de digestión consumen carbono 30–35 veces más rápido que la velocidad a la que convierten el nitrógeno.

Una de las ventajas de los procesos de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, es su baja necesidad de nutrientes derivada de los bajos índices de producción de biomasa que presentan los microorganismos anaerobios. La relación necesaria de nutrientes para que ocurra el crecimiento bacteriano en un sistema anaerobio depende de las características de la materia orgánica, por ejemplo: la degradación de ácidos orgánicos volátiles necesita una relación DQO: N: P = 1000:5:1, mientras que la degradación de carbohidratos necesita una relación DQO: N: P = 350:5:1 (Igoni *et al.*, 2008).

2.4. Parametros de control e indicadores de estabilidad

Durante el arranque de la digestión anaerobia, el objetivo principal es un inicio rápido y estable de la actividad metanogénica y un aumento fácil y suave de la carga orgánica o disminución del TRH para alcanzar la CO y el TRH objetivo (El-fadel *et al.*, 2013).

Diferentes criterios han sido adoptados para confirmar un estado estable; por ejemplo, Sung y Liu (2003) asumieron que se alcanzan condiciones estables cuando las variaciones en los parámetros monitoreados no varían más del 5 % en cinco días consecutivos. Azbar *et al.*, (2001) consideraron que la fase de estado estacionario comienza cuando las variaciones en la producción diaria de biogás y las concentraciones de AGV, pH y DQO del efluente caen por debajo del 10 %. En comparación, Karim *et al.*, (2005), se basaron solo en la producción diaria de biogás para declarar la estabilidad operativa con una variación máxima del 10 % en la producción diaria. Por otro lado, los estudios ecológicos tienden a afirmar que generalmente se necesita un período mínimo equivalente a dos TRH para alcanzar un rendimiento funcional estable bajo un conjunto dado de condiciones operativas (El-fadel *et al.*, 2013).

Para mantener una estrategia de arranque sin problemas y un proceso de digestión estable, los parámetros como: pH, alcalinidad, AGV, amoníaco, tasa de producción de biogás y la composición del biogás deben ser monitoreados y controlados (Campuzano y González-Martínez, 2020).

2.4.1. pH

El proceso anaerobio es afectado adversamente con pequeños cambios en los niveles de pH (que se encuentran fuera del rango óptimo). Los microorganismos metanogénicos son más susceptibles a las variaciones de pH que los otros microorganismos de la comunidad microbiana anaerobia. Los diferentes grupos bacterianos en la digestión anaerobia presentan niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad. El óptimo es entre 5.5 y 6.5 para acidogénicos, y entre 7.8 y 8.2 para metanogénicos. El pH óptimo para cultivos mixtos se encuentra en el rango entre 6.8 y 7.4, siendo el pH neutro el ideal (Khanal, 2008).

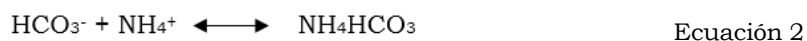
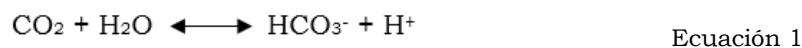
El pH es principalmente determinado por la alcalinidad del sistema de carbonatos, el dióxido de carbono y el amonio. Cada mol de nitrógeno orgánico teóricamente genera un equivalente de alcalinidad. El amoniaco reacciona con el CO₂ para producir bicarbonato de amonio, el cual contribuye a la alcalinidad del sistema (Zupancic y Grilic, 2012; Khanal, 2008).

En algunos estudios se ha observado que el pH es un parámetro que no indica de forma inmediata la acidificación del sistema, en especial cuando el medio presenta altos valores de alcalinidad, y por lo tanto no puede considerarse como único indicador de estabilidad (Ghanimeh *et al.*, 2012; Campuzano y González-Martínez, 2020). Es por ello que es importante evaluar simultáneamente los parámetros de pH, ácidos grasos volátiles, alcalinidad bicarbonática y total (Cecchi *et al.*, 2003).

2.4.2. Alcalinidad y AGV

La alcalinidad es la capacidad que tiene el agua de neutralizar ácidos, es decir, la capacidad de resistir los cambios en el pH causados por la adición (o aumento) de ácidos en el medio. La alcalinidad total (AT) es la suma de la alcalinidad por bicarbonatos (AP) y la alcalinidad debida a los AGV (AI) (Muñoz *et al.*, 2018).

La capacidad búfer o alcalinidad, en un digestor anaeróbico, se debe a la presencia de amoniaco (de la degradación de proteínas), y bicarbonato (de la solubilización de dióxido de carbono en la fase líquida). La presencia simultánea de amoniaco y bicarbonato da lugar a la formación de un sistema búfer. Esa es la formación de NH₄HCO₃ a través de los siguientes equilibrios dinámicos (ecuación 1 y 2):



La presencia de esta sal determina un alto nivel de alcalinidad en el medio y, por lo tanto, la estabilidad del proceso, a pesar de que exista una alta concentración de AGV (Cecchi *et al.*, 2003).

La medición de la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad total es usualmente empleada para el control de la estabilidad del proceso

anaerobio y se conoce como el índice tampón (IB); su adecuada variación está en el rango 0.20-0.40, lo que indica que por lo menos el 60 % de la alcalinidad total del sistema tiene que estar en forma de alcalinidad bicarbonática. En general, valores entre 0.20 y 0.30 muestran un buen funcionamiento del reactor, mientras que valores menores a 0.20 indican subalimentación y mayores a 0.35, principios de acidificación (Pérez y Torres, 2008).

Otros índices empleados para el control de la capacidad búfer del sistema son los índices alfa (α) y AI/AP. El índice α corresponde a la relación entre la alcalinidad bicarbonática y la alcalinidad total, recomendándose valores de este índice superiores a 0.5 durante el arranque, y alcanzándose condiciones estables en el sistema con valores de 0.7. El índice AI/AP corresponde a la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad bicarbonática; valores de este índice superiores a 0.30 indican disturbios en el proceso (Pérez y Torres, 2008).

Cuando las condiciones ambientales en el interior del sistema de tratamiento son favorables, las arqueas metanogénicas utilizan los ácidos intermediarios tan pronto como son formados, evitando su acumulación y garantizando que la alcalinidad natural del medio y el pH permanezcan en un rango favorable para las mismas. Si las condiciones son desfavorables, los AGV no serán consumidos a la misma tasa en que son producidos por las bacterias acidogénicas, ocasionando su acumulación en el sistema. Los ácidos libres que no logran neutralizarse ocasionan una rápida disminución de la alcalinidad disponible con el consecuente descenso del pH (Cecchi *et al.*, 2003).

2.4.3. Nitrógeno amoniacal

El ion amonio (NH_4^+) y el amoníaco no ionizado (NH_3) son las dos formas principales del nitrógeno amoniacal total (NAT) en el proceso anaerobio. El NAT es el producto final de la digestión anaerobia de proteínas, urea y ácidos nucleicos, es importante para el crecimiento bacteriano y a valores bajos de pH puede aportar a la capacidad búfer del sistema. Sin embargo, a altas concentraciones puede tener un efecto inhibitorio para los microorganismos, siendo la forma NH_3 la principal causa de inhibición debido a su alta permeabilidad a la membrana celular bacteriana (Rajagopal *et al.*, 2013).

Kayhanian (1999) mostró que se espera que la concentración de NH_3 a temperaturas termofílicas (55 °C) sea seis veces mayor que bajo condiciones mesofílicas al mismo pH. Un aumento en el pH de 7 a 8 conducirá a un aumento de ocho veces los niveles de amoníaco libre en condiciones mesofílicas y aún más a temperaturas termofílicas, porque la temperatura influye en la constante de disociación. La concentración de equilibrio entre NH_4^+ y NH_3 depende del pH del proceso, como se indica en la ecuación 3.



Ecuación 3

Además, Hansen *et al.*, (1998) informaron que la fracción de NH_3 en relación con el NAT depende del pH y la temperatura, como se demuestra en la ecuación 4 y en la Figura 2.2:

$$\text{NH}_3 = \text{NAT} \times \left(1 + \frac{10^{-\text{pH}}}{10^{-\left(0.09018 + \frac{2729.92}{T}\right)}} \right)^{-1}$$

Ecuación 4

NH_3 : nitrógeno amoniacal libre mg/L
 NAT: nitrógeno amoniacal total mg/L
 T: temperatura (Kelvin).

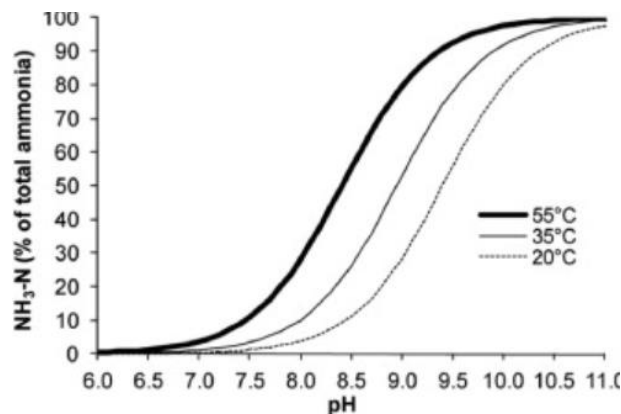


Figura 2.2. Amoníaco libre en solución a 20, 35 y 55°C y pH variable
Fuente: Rajagopal *et al.*, (2013)

La inestabilidad del proceso ocurre a valores altos de pH y causa una tasa de conversión rápida de NH_4^+ en NH_3 . El aumento de la cantidad de NH_3 inhibe la microflora metanogénica y da como resultado la acumulación de AGV, lo que nuevamente conduce a una disminución del pH y, por lo tanto, a la disminución de la concentración de NH_3 . La interacción entre NH_3 , AGV y pH puede conducir a un "estado estacionario inhibido", una condición en la que el proceso se ejecuta de manera estable, pero con un menor rendimiento de metano. La toxicidad se manifiesta por un cese total de la actividad metanogénica (Rajagopal *et al.*, 2013).

La inestabilidad puede ocurrir como resultado de niveles de nitrógeno amoniacal de hasta 1,500–7,000 mg/L. Este amplio rango de concentraciones inhibitoras de NAT se debe probablemente a las diferencias en la naturaleza de los sustratos, inóculos, condiciones ambientales (temperatura, pH) y períodos de aclimatación (Chen *et al.*, 2008). Sin embargo, en particular, McCarty (1964) indicó que cuando la concentración de nitrógeno amoniacal excede los 3,000 mg de $\text{N-NH}_4/\text{L}$, los procesos de digestión anaerobia se inhiben a cualquier pH.

2.4.4. Producción y composición del biogás

La medición de la cantidad y composición del biogás producido, en términos de contenido de metano y dióxido de carbono, es de importancia fundamental para evaluar la estabilidad del proceso. Cuando el proceso es estable, la cantidad y la composición del biogás también son estables. Una disminución en la producción de biogás simultánea a un aumento en el contenido de CO₂ puede indicar una inhibición de la metanogénesis del sistema, debido a la presencia de un alto nivel de ácidos grasos volátiles o amoníaco. Por lo tanto, el análisis de la producción y composición del biogás debe realizarse junto con la determinación de los AGV y las concentraciones de alcalinidad en el medio. De hecho estos parámetros están estrictamente vinculados entre sí, pero solo una evaluación global puede dar una explicación de la estabilidad del proceso (Cecchi *et al.*, 2003).

En general hay tres diferentes situaciones que pueden observarse (Cecchi *et al.*, 2003; Angelidaki *et al.*, 2006):

- Cuando la concentración de AGV es menor de 3,000 mg_{HAc}/L y la producción de biogás es alta, con un contenido de dióxido de carbono alrededor del 25 – 33 %, el proceso es estable y la cadena trófica está correctamente equilibrada.
- Cuando la concentración de AGV en el medio y el contenido de dióxido de carbono en el biogás aumentan simultáneamente, el proceso se va a alterar y los microorganismos acidificantes prevalecen sobre los metanogénicos; por lo tanto, los AGV se están acumulando en el medio.
- Cuando aumenta la concentración de AGV y la producción de biogás disminuye, se puede estar ante una inhibición o problemas de toxicidad.

2.5. Carga orgánica y temperatura

El funcionamiento normal y estabilidad de un sistema de digestión anaerobia depende de los grupos de microorganismos disponibles, y tanto la carga orgánica como la temperatura son factores importantes para garantizar el crecimiento y el mantenimiento de diversas poblaciones de microorganismos en el reactor.

Se han reportado diversos estudios sobre el efecto de la carga orgánica en la producción de metano con resultados contradictorios (ver Tabla 2.2), ya que en algunos casos, al aumentar la carga orgánica disminuye la producción de metano, sin embargo, también se ha informado el efecto contrario. Estas discrepancias se pueden deber al contenido de ST en los reactores, el tipo de inóculo utilizado y/o la temperatura del proceso (Angelidaki *et al.*, 2006; Ganesh *et al.*, 2014).

Con respecto a la temperatura, esta influye directamente sobre la actividad metabólica de los microorganismos. Cada rango utilizado (termofílico, mesofílico o psicofílico) presentan ventajas y desventajas, y el éxito del proceso anaerobio en cierta temperatura tiene una relación estrecha con otros parámetros operativos

como la cantidad y tipo de inóculo, características del sustrato, contenido de sólidos en el reactor y carga orgánica (Fernández-Rodríguez *et al.*, 2014).

Carga Orgánica

Se define la carga orgánica (CO) como la cantidad en masa de sustrato orgánico (SV o DQO) alimentado por volumen de reactor y por tiempo. Es uno de los parámetros más utilizados para definir las condiciones operativas de los procesos de digestión a gran escala (Zupančič y Grilc, 2012).

Cuando la concentración de sustrato es muy baja, los microorganismos utilizan la materia orgánica básicamente para el metabolismo basal y, en consecuencia, no se reproducen (Forster-Carneiro, 2005). Por el contrario, altas cargas orgánicas, en ausencia de inhibidores, proporcionan altas producciones volumétricas de biogás. No obstante, el incremento en la carga orgánica sobre el valor óptimo provoca disturbios en el proceso, como incrementos en las concentraciones de AGV o de compuestos tóxicos, lo que conduce a disminuir la remoción del sustrato (ST, SV o DQO), la producción de metano, y puede provocar el lavado de microorganismos en el reactor (Schievano *et al.*, 2010).

Para procesos de alto contenido de sólidos (digestión seca) se presenta mayor eficiencia usando una carga orgánica mayor a $6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$, en contraste con procesos de vía húmeda que operan mejor a una carga menor a $6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ (Hartmann y Ahring, 2006). Según Kayhanian y Hardy (1994) los reactores anaerobios con alto contenido de sólidos pueden operar con mínimos efectos por sobrecarga, con una carga orgánica de hasta $7.5 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$.

Chaudhary (2008) evaluó, a nivel de laboratorio, la producción de metano en un reactor continuo de digestión seca de FORSU separada en fuente. En el experimento se varió la CO encontrando un aumento en la tasa específica de producción de metano a menores CO, con valores de 278.4, 225.9 y 146.0 LN $\text{CH}_4/\text{kg}_{\text{SV}}$ para CO de $2.5 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$, $3.3 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ y $3.9 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$, respectivamente. De manera similar, Campuzano (2015) encontró una ligera disminución en la producción neta de metano cuando se aumentó la CO en un reactor semi continuo de digestión seca de FORSU, obteniendo una producción neta de metano de 339 LN/ kg_{SV} para una CO de $5.6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ y de 333 L/ kg_{SV} para una CO de $7.5 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$.

Rajagopal *et al.*, (2016) evaluaron la digestión anaerobia psicrófila (20 °C) de residuos biológicos mixtos en reactores de secuenciación por lotes, incrementando la CO de 0.8 a $4.2 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$. Los resultados mostraron que la producción de metano a partir de residuos biológicos era factible a baja temperatura y se observó un rendimiento específico de metano de 401 LN/ kg_{SV} incluso a un nivel alto de CO.

Por su parte Duan *et al.* (2019) reportan que a medida que aumenta la CO el contenido de ST, SV y DQO_T del digestato incrementa; de manera similar sucede con los valores de pH, los cuales muestran una tendencia al alza, esto debido a una mayor concentración de nitrógeno amoniacal.

Los digestores de una etapa que tratan FORSU generalmente tienen la limitante de operar a CO bajas. Esto se atribuye comúnmente a su alta biodegradabilidad. El alto contenido de carbohidratos en el sustrato da como resultado una producción rápida de AGV. Por lo tanto, a una CO alta, los AGV se acumulan debido al metabolismo metanogénico más lento con respecto a la actividad acetogénica, lo que puede conducir a efectos inhibitorios. Las altas concentraciones de amoníaco asociadas con bajas relaciones de C: N pueden ser otro factor inhibitorio que limita la CO máxima sostenible (El-fadel *et al.*, 2013).

En la Tabla 2.2 se presenta una recopilación de las cargas orgánicas utilizadas en la literatura para la digestión anaerobia de FORSU y residuos de alimentos. En general, se puede observar que a 55 °C, las cargas orgánicas utilizadas van desde 3.8 a 20 kg_{SV}/m³·d, con producciones de CH₄ que oscilan entre 420 – 96 LN/kg_{SV}; a temperatura de 35 -37 °C las cargas orgánicas evaluadas se encuentran entre 1 – 12.9 kg_{SV}/m³·d, con producciones de CH₄ que oscilan entre 470 – 150 LN/kg_{SV}; y para la temperatura de 20 °C las cargas orgánicas utilizadas van desde 1.4 – 4.2 kg_{SV}/m³·d, con producciones de CH₄ que oscilan entre 457 – 224 LN/kg_{SV}.

Temperatura

El rendimiento de los procesos microbiológicos está estrechamente relacionado con la temperatura del sistema, ya que la actividad metabólica de los microorganismos es posible solo en un cierto rango de temperatura y, además, se obtiene una actividad máxima dentro de este intervalo para especies puras. Sin embargo, la digestión anaerobia se desarrolla por una población mixta compleja y, por lo tanto, son posibles varios rangos de temperatura para el desarrollo del proceso. En general, existen tres rangos de temperatura de operación ampliamente conocidos y establecidos: psicrófilicos (15-20 °C), mesófilicos (30-40 °C) y termófilicos (50-60 °C). Los dos rangos principales de temperatura para la digestión anaerobia son mesófilico y termófilico, cuyas temperaturas óptimas son 35 °C y 55 °C, respectivamente (Zupančič y Grilc, 2012).

Lo importante es que, al seleccionar el rango de temperatura, debe mantenerse constante tanto como sea posible. En el rango termófilico (50-60 °C), las fluctuaciones tan bajas como ± 2 °C pueden resultar en un 30 % menos de producción de biogás. Por lo tanto, se aconseja que las fluctuaciones de temperatura en el rango termófilico no deben ser superiores a ± 1 °C. En el rango mesófilico los microorganismos son menos sensibles y, por lo tanto, se pueden tolerar fluctuaciones de ± 3 °C (Zupančič y Grilc, 2012).

Tabla 2.2. Digestión anaerobia en una etapa de FORSU y residuos de alimentos

Referencia	Contenido de ST (%)	Tipo de reactor (Volumen)	Temperatura (°C)	CO (kgsv/m ³ ·d)	Sustrato	Inóculo	Producción de CH ₄ (LN/kgsv)
Cecchi <i>et al.</i> , (1993)	15	Semi continuo (3 m ³)	36	7.5	FORSU	Lodo mesofilico	200
	16		55	7.1			240
	13		55	5.8			420
Demireler y Anderson, (1998)	20	Semi continuo (5 L)	35	5.2	FORSU	Inóculo adaptado a la FORSU	260
Bolzonella <i>et al.</i> , (2003)	20	Continuo (3 m ³)	37	< 1	FORSU	Lodo primario y secundario de PTAR	150
			55	9.2			230
Bouallagui <i>et al.</i> , (2004)	4 - 10	Semi continuo (18 L)	20	1.7	Frutas y verduras	Lodo mesofilico adaptado al sustrato	224
				2.6			350
Angelidaki <i>et al.</i> , (2006)	6	Semi continuo (3.5 L)	55	0.49 - 4.30	FORSU	Digestato termofilico de estiércol, FORSU y residuos industriales	320
				1.60			200
Fdéz-Güelfo <i>et al.</i> , (2010)	25-30	Semi continuo (5 L)	55	3.8	FORSU	Inóculo termofilico adaptado a FORSU	121
				4.8			103
				6.2			96
Nagao <i>et al.</i> , (2012)	5-10	Semi continuo (3 L)	37	3.7	Residuos de comida	Suspensión de lodo de agua residual de planta de biogás.	417
				5.5			421
				7.4			444
				9.2			455
				12.9			432
Fernández-rodriguez <i>et al.</i> , (2014)	20	Semi continuo (4.5 L)	55	4.8	FORSU	Digestato termofilico de FORSU	302
				8.8			330
				13.0			340
				16.5			210
Ganesh <i>et al.</i> , (2014)	13	Semi continuo (10 L)	35	2.0	FORSU	Lodo UASB de industria azucarera	450
				3.5			470
Rajagopal <i>et al.</i> , (2016)	13-37	Discontinuo	20	1.4	Residuos de comida	Estiércol de vaca	412
				2.2			457
				2.9			418
				4.2			401
Liu <i>et al.</i> , (2018)	-	Semi continuo (3 L)	37	1	Residuos de comida	Lodo de PTAR	383
				1.75			367
				2.5			232

Las plantas para producción de biogás mesofílicas son más numerosas que las termofílicas y también son principalmente para digestión húmeda. A fines de 2014, el 67 % de la capacidad era proporcionada por plantas mesofílicas, este rango de temperatura es más ampliamente utilizado porque proporciona mayor estabilidad, requiere menos energía y tiene menos riesgo de inhibición por amoníaco y ácidos grasos de cadena larga (De La Rubia *et al.*, 2006).

No obstante, vale la pena considerar el rango termofílico, ya que estudios han demostrado que aumenta la velocidad de conversión (alta eficiencia de eliminación de sólidos orgánicos y de organismos patógenos) permitiendo bajos tiempos de retención hidráulicos y altas velocidades de carga. Algunas desventajas asociadas a la utilización del rango termofílico son: incremento en los niveles de AGV, mayor requerimiento energético y mayor sensibilidad del proceso en cuanto a los cambios ambientales (De La Rubia *et al.*, 2006; Forster-Carneiro *et al.*, 2008).

Para países de clima frío, tanto los procesos mesofílicos como los termofílicos están limitados por la cantidad de energía requerida para calentar los reactores, lo cual conlleva la búsqueda de otras alternativas menos costosas, como la digestión anaerobia psicrófila. Sin embargo, existe información limitada sobre la operación exitosa de los digestores que tratan residuos orgánicos a temperaturas inferiores a 35 °C (Dhaked *et al.*, 2010).

Las condiciones psicrófilas disminuyen las tasas de reacciones químicas y biológicas en comparación con las operaciones mesofílicas y termofílicas. Según la termodinámica microbiana, una caída en la temperatura aumenta la energía requerida para permitir las reacciones endotérmicas de conversión de propionato y butirato a acetato. De manera similar, la caída de la temperatura disminuye la energía liberada por las reacciones exotérmicas espontáneas, excepto por los microorganismos hidrogenotróficos (Dhaked *et al.*, 2010).

A bajas temperaturas aumenta la solubilidad de los compuestos gaseosos. Por lo tanto, el efluente del digestor contiene una concentración más alta de CH₄ disuelto, H₂ y SH₂ en condiciones psicrófilas que bajo condiciones mesofílicas o termofílicas. La disminución del pH debido al aumento de la solubilidad del CO₂ a bajas temperaturas afecta el crecimiento de los metanógenos e inhibe la metanización (Dev *et al.*, 2019).

La viscosidad del sustrato aumenta a bajas temperaturas, lo que limita su mezcla y con esto la transferencia de masa, lo cual provoca la disminución de la tasa de hidrólisis, una menor producción de biogás y aumento de la DQO en el digestato (Dev *et al.*, 2019).

2.6. Digestión anaerobia de residuos sólidos a nivel industrial

Diversos tipos de tecnologías de digestión anaerobia se han aplicado a nivel industrial desde hace más de 30 años en algunos países. Para el año 2014, aproximadamente el 60 % de los digestores instalados en el mundo se encontraban

en Europa. Países como Alemania (75.5 %), Italia (4.1 %) Holanda, (3.9 %), España (1.4 %) y Francia (1.3 %) encabezan la lista en plantas instaladas y en funcionamiento por país. En Europa se trata por vía biológica el 20 % de la FORSU generada, y de esta cantidad el 25 % es por vía anaerobia (Thomé-Kozmiensky y Thiel, 2012).

Existen en el mercado mundial diversas tecnologías y sistemas para el tratamiento de FORSU mediante digestión anaerobia que operan bajo diferentes criterios. El desarrollo tecnológico de los sistemas de digestión anaerobia se enfoca en la permanente necesidad de construir y operar reactores energéticamente eficientes, confiables y capaces de producir efluentes de alta calidad. El diseño de estos reactores se centra en el control de parámetros fisicoquímicos claves para la eficiencia del proceso, generalmente las plantas de biodigestión integran uno o más tipos de digestores con el objetivo central de simplificar las maniobras de operación.

En la Tabla 2.3 se presenta la clasificación genérica de los digestores en relación con su tipo de alimentación, temperatura del proceso, humedad y número de fases con las que trabajan (Khalid *et al.*, 2011). Con respecto a la temperatura y humedad el mayor porcentaje de las plantas que tratan FORSU se opera bajo condiciones mesofílicas y secas (Thomé-Kozmiensky y Thiel, 2012).

Tabla 2.3. Criterios de clasificación de las tecnologías de digestión anaerobia

Criterio de clasificación	Clasificación
1. Temperatura de operación	Psicrofílicos (15 a 20°C)
	Mesofílica (30 a 40°C)
	Termofílica (50 a 60°C)
2. Contenido de sólidos en el reactor	Digestión seca (>20%)
	Digestión húmeda (<10%)
	Digestión semi húmedos (10 - 20%)
3. Configuración de la planta	Una etapa
	Dos etapas
4. Características del sustrato	Digestión simple
	Co- Digestión
5. Forma de alimentar el reactor	En lote
	Continuo

Fuente: Modificado de Campuzano (2015).

La configuración de la planta puede ser de una sola etapa, es decir, en un solo reactor se llevan a cabo las cuatro fases de la digestión, o de dos etapas, en donde se cuenta con dos reactores, en el primero se llevan a cabo las fases de hidrólisis y acidificación (proceso combinado de acidogénesis y acetogénesis), produciendo principalmente ácidos grasos volátiles, metanol, aldehídos, CO₂ e H₂; y en el segundo actúan los microorganismos metanogénicos para producir CH₄ y CO₂ a partir de acetato e hidrogeno y dióxido de carbono (Mata-álvarez, 2003).

Los reactores se pueden clasificar de acuerdo con la forma de alimentarlos (continuo y en lote). Los reactores en lotes se alimentan solamente al inicio del proceso y una vez se ha tratado un lote, se vacía el reactor, y se puede entonces tratar un segundo lote; mientras que en la forma continua el reactor constantemente se está alimentando y al mismo tiempo se le extrae biogás y digestato.

Muchas compañías ofrecen distintas tecnologías de tratamiento de FORSU con distintos tipos de arreglos de digestores. En la Tabla 2.4 se presentan algunas tecnologías que existen para el tratamiento de FORSU, sola o en codigestión con otros sustratos, y sus características de operación. El contenido de sólidos varía entre 10 y 55 %, la configuración de una etapa es más utilizada que la de dos etapas y los TRH de las tecnologías húmedas son más cortos en comparación con las tecnologías secas, con un TRH promedio de 14 días para procesos húmedos y 29 días para secos.

Tabla 2.4. Características de las principales tecnologías comerciales

Proceso	Rango de temperatura	Porcentaje de sólidos	No. De etapas	Tipo de mezclado	TRH (días)
Dranco	Mesofilico y termofilico	15-40	Una	Flujo pistón	14-30
Valorga	Mesofilico y termofilico	30-35	Una	Flujo pistón	18-25
BTA	Mesofilico y termofilico	10	Una y dos	Completo	12 - 15
BEKON	Mesofilico y termofilico	55	una	Estático	32

Fuente: González (2017)

3. FRACCIÓN ORGANICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

La definición de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) varía regional y nacionalmente (Campuzano, 2015); en los Estados Unidos de América, la FORSU comprende desperdicios de alimentos, de jardín, papel, periódicos y otros desechos orgánicos (Tyagi *et al.*, 2018). En la Unión Europea la FORSU consiste en residuos biodegradables de jardines y parques, residuos de alimentos y cocina de hogares, restaurantes y residuos similares de la industria alimentaria, recogidos de forma diferencial (Sisto *et al.*, 2017). En México, la FORSU está constituida generalmente por residuos como frutas, vegetales, harinas, poda, papel y residuos de origen animal (González, 2017).

La caracterización de las propiedades de la FORSU debe ser consciente de los contextos regionales, estacionales y socioeconómicos. Las características físicas, químicas y bromatológicas de la FORSU de 43 ciudades en 22 países han sido compiladas por Campuzano y González-Martínez (2016) donde la variación en las características de los residuos se atribuyó a los diferentes estilos de vida culturales y sistemas de gestión de residuos encontrados entre estos países. Tal variación no permite, por lo tanto, una generalización de las características de los residuos.

3.1. Características físicas

El proyecto VALORGAS (valorización de residuos alimentarios para biogás) evaluó los esquemas de recolección de residuos de comida separados en la fuente de 15 ciudades en cuatro países de la Unión Europea: Italia, Reino Unido, Filandia, y Portugal. Se realizó la clasificación de estos residuos con base en 16 categorías, presentadas en la Figura 3.1. Los restos de frutas y vegetales forman la mayor proporción, constituyendo en promedio del 45-70 % del peso húmedo total. Otras

fracciones que se encuentran en abundancia son harinas, panes y carne. Se observa la heterogeneidad de las fracciones, que los residuos orgánicos son entregados en bolsas biodegradables, y la presencia de materiales contaminantes que se consideran dañinos para la digestión anaerobia, como bolsas de plástico no biodegradables, material de embalaje y residuos de jardín voluminosos (VALORGAS, 2011).

El proyecto VALORGAS también analizó la presencia de otros compuestos orgánicos que pueden ser dañinos para la digestión anaerobia y pueden disminuir la calidad del digestato, como las cáscaras de huevo, las semillas y los huesos. Las partículas grandes no biodegradables y biodegradables se consideran impurezas físicas. El tamaño de partícula tiene una incidencia directa sobre el proceso de digestión anaerobia y su producción de metano. Generalmente, la reducción del tamaño de partícula en los sustratos incrementa el área superficial (donde ocurre la actividad microbiana), mejora el proceso biológico, también reduce los tiempos de digestión y mejora la producción de biogás (Raposo *et al.*, 2011). Diversos estudios reportan que se han obtenido mejores rendimientos en la generación de biogás, y en el desarrollo del proceso, cuando el tamaño de las partículas de sustrato a digerir es reducido. Sin embargo, la reducción de partículas puede acelerar la hidrólisis y la acidogénesis, así como la producción de material orgánico soluble como AGV, lo que resulta en una alta carga orgánica en el reactor.

La densidad del residuo se define como su masa por unidad de volumen, expresada en kg/m^3 . Es una característica física muy importante para el diseño de reactores (discontinuos) y para el tipo de proceso (seco/húmedo). Los residuos que presentan la mayor densidad reportan una menor presencia de compuestos contaminantes. Los valores encontrados en la literatura varían de 328 a $1,052 \text{ kg}/\text{m}^3$ (Campuzano y González-Martínez, 2016).



Figura 3.1. Categorías de FORSU identificadas en el Proyecto VALORGAS.

Fuente: VALORGAS (2011)

3.2. Características químicas

Algunos parámetros químicos que son evaluados en estudios de digestión anaerobia de la FORSU son el pH, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), relación SV/ST, humedad, nitrógeno Kjeldahl (NK), fósforo total (PT), micro nutrientes (Ni, Co y Mo) y composición elemental. Estos parámetros se utilizan como determinaciones básicas de materia orgánica (biodegradable o no) y los nutrientes contenidos en la FORSU como sustrato para la digestión anaerobia (Campuzano y González-Martínez, 2016).

En la Tabla 3.1 se presenta un resumen de las características químicas en peso húmedo de la FORSU de 22 países diferentes, compiladas por Campuzano y González-Martínez (2016).

Tabla 3.1. Caracterización química de la FORSU.

Parámetro	Unidades	Rango	Promedio
pH	unid	3.9- 7.9	5.2 ± 0.95
Humedad	%	49.8 -85.0	72.8 ± 7.6
ST	%	15.0 - 50.2	27.2 ± 7.6
SV	%	7.4 - 36.1	22.9 ± 6.3
SV/ST	%	43.0 - 94.9	84.6 ± 9.9
DQO	g/kg	140 - 575	332 ±122
NK	g/kg	1.0 - 28.0	7.9 ± 5.4
PT	g/kg	0.5 - 13.0	1.7 ± 2.5
CH ₄	NL/kg _{sv}	177 - 580	415 ± 137.7

Fuente: Campuzano y González-Martínez (2016)

De acuerdo a la Tabla 3.1, el pH de la FORSU indica que es ácida con un promedio de 5.2 ± 0.95 . El rango de ST va de 15 a 50.2 % y la humedad, que complementa el 100 % de la muestra, oscila entre 49.8 y 85 %. Según Campuzano y González-Martínez (2016), de las 43 ciudades estudiadas, solo hay 15 valores de ST informados por debajo del 25 %. El valor más alto de ST (50.2 %) se debe a la forma de separación de la FORSU que emplea aire y posiblemente afecta a la humedad natural de la muestra. Los valores promedio de ST y humedad reportados son 27.2 ± 7.6 y 72.8 ± 7.6 %, respectivamente.

El contenido de SV varía considerablemente de 7.4 a 36.1 %, afectando la relación SV/ST de 43 a 95 %, este amplio rango puede deberse a las diferentes concepciones que existen de FORSU, así como a la gestión y tratamiento que reciben los residuos previamente a su caracterización. La relación SV/ST promedio es 84.6 ± 9.9 (Campuzano y González-Martínez, 2016).

La tabla muestra los valores de DQO de FORSU. Pocos estudios presentan esta determinación debido a la complejidad derivada de la heterogeneidad de la FORSU y el tamaño de partícula. Además, al procesar FORSU para la producción de biogás, la mayoría de los valores se reportan con relación a SV. Los valores mostrados varían significativamente de 140 a 575 g/kg y pueden estar relacionados con la

relación SV/ST, ya que cuanto mayor es la relación mayor es la DQO: Para una DQO de 575 g/kg, la relación SV/ST es 0.92 y para una DQO de 140 g/kg, la relación es de 0.43.

Los análisis de nitrógeno permiten estimar el contenido de proteínas en las muestras y los niveles de amonio. Las proteínas son los principales componentes del organismo animal, estando presentes en todos los alimentos de origen animal y vegetal. El contenido de proteínas varía mucho entre los pequeños porcentajes presentes en frutas con alto contenido en agua como los tomates, o en tejidos grasos de las carnes, y los porcentajes elevados que se dan en alubias o carnes magras (Forster Carneiro *et al.*, 2004). Los valores para el nitrógeno Kjeldahl varían entre 1.0 y 28 g/kg, con un promedio de 7.9 ± 5.4 g/kg.

El contenido de fósforo se relaciona con la presencia de vegetales y leguminosas, lo que facilita los procesos metabólicos esenciales como el crecimiento, la síntesis celular y requerimientos de energía. Los datos de fósforo total oscilaron entre 0.5 y 13 g/kg, con un promedio de 1.7 ± 2.5 g/kg.

Por último, los valores de producción de metano varían entre 177 – 580 NL/kg_{SV}, con un promedio de 415 ± 137.7 NL/kg_{SV}. La correlación entre la FORSU y la producción de metano depende no solo de las características del residuo, sino de las condiciones operacionales del proceso de digestión anaerobia, es decir, sistema por lotes, continuo o semi continuo, mesofílico o termofílico, fermentación húmeda, seca o semi seca. Todas estas diferencias en las pruebas no permiten una comparación precisa de los resultados de los diferentes autores (Campuzano y González-Martínez, 2016).

La composición elemental incluye carbono (C), hidrógeno (H), oxígeno (O), nitrógeno (N) y azufre (S). Estos datos no son reportados en gran medida debido a que únicamente la materia orgánica de la FORSU (SV) es consumida por los microorganismos para producir biogás, y la composición elemental cuantifica sólidos totales, es decir, tanto SV como la parte inerte (SF) de la FORSU. En la Tabla 3.2 se presenta un resumen de la composición elemental (base seca) de la FORSU de 14 ciudades en 8 países, compiladas por Campuzano, 2015.

Tabla 3.2. Composición elemental de la FORSU

Parámetro	Unidades	Rango	Promedio
C	%	37.6 -51.3	46.6 ± 4.4
H	%	5.6 - 7.3	6.6 ± 0.6
N	%	1.5 - 3.8	2.9 ± 0.6
S	%	0.1 -0.9	0.3 ± 0.3

Fuente: Modificado de Campuzano (2015)

La composición elemental es la clave para evaluar la posible recuperación de nutrientes, como el carbono, el nitrógeno y el fósforo, también permite estimar la producción teórica de metano (Buffiere *et al.*, 2006).

De acuerdo con el estudio VALORGAS (2011), indistintamente de las diferencias en las fracciones que componen la FORSU, la composición elemental no varía significativamente. El contenido de carbono oscila entre 37.6 y 51.3 % de ST con un promedio de 46.6 % de ST. Los reportes del contenido de hidrógeno, nitrógeno y azufre son más parecidos y sus promedios son 6.6, 2.9 y 0.3 % de ST, respectivamente.

Según Browne y Murphy (2013), la estequiometría de la FORSU es $C_{16.4}H_{29}O_{9.8}N$, mientras que Fongsatitkul *et al.*, (2010) informan una composición diferente con $C_{25}H_{42.5}O_{20}N$.

3.3. Características bromatológicas

Con la finalidad de comprender qué sustancias poseen mayor degradabilidad por la digestión anaerobia, se debe saber cuál es su composición y en qué cantidades se encuentran presentes los grupos de biomoléculas ya que, de acuerdo con Badui Dergal (2006), el material orgánico complejo se agrupa en proteínas, carbohidratos y lípidos, siendo las grandes moléculas las que deben ser hidrolizadas al pasar por el proceso de digestión anaerobia y producir biogás.

Carbohidratos

Los carbohidratos son compuestos orgánicos que en su estructura química solo contienen C, H y O; responden a la siguiente fórmula básica $C_x(H_2O)_y$, en algunos tipos de carbohidratos participan también azufre, nitrógeno y fósforo. Por tener su origen en los procesos fotosintéticos suelen abundar en alimentos de origen vegetal: cereales, leguminosas, tubérculos, verduras y frutas. No obstante, también se encuentran en productos de origen animal, como la leche (Badui Dergal, 2006).

Los principales carbohidratos presentes en la FORSU son: fibras crudas, solubles e insolubles (celulosa, hemicelulosa y pectinas) y almidones (Sanders, 2001).

Celulosas: es el polisacárido estructural de todo el reino vegetal. La celulosa está constituida por una larga cadena de carbohidratos polisacáridos. La estructura de la celulosa se forma por la unión de moléculas de β -glucosa a través de enlaces β -1.4-glucosídico, lo que hace que sea insoluble en agua. La celulosa tiene una estructura lineal o fibrosa, en la que se establecen múltiples puentes de hidrógeno entre los grupos hidroxilo de distintas cadenas yuxtapuestas de glucosa, haciéndolas muy resistentes e insolubles al agua. La celulosa se encuentra en las frutas, las hortalizas y los cereales como constituyente estructural de las paredes celulares (Badui Dergal, 2006).

Hemicelulosa: grupo muy extenso de polisacáridos con diversos tipos de monómeros (heteropolisacáridos) que se localizan principalmente en la pared celular. Su composición química se basa en la unión glucosídica de distintos monosacáridos, sobre todo pentosas, hexosas y ácidos urónicos (Badui Dergal, 2006).

La hemicelulosa, a diferencia de la celulosa, posee fibras o ramas con cadenas cortas formadas por varios azúcares de fácil hidrólisis. Posee una función importante, ya que la hemicelulosa es la conexión entre la lignina y las fibras de celulosa; siendo esta unión la que brinda al complejo hemicelulosa-lignocelulosa mayor rigidez y resistencia (Hendriks y Zeeman, 2009).

Almidón: Constituye la sustancia de reserva de carbohidratos en las plantas, y abunda en los tubérculos (papa, yuca) y en las semillas de los cereales. El almidón está formado por unidades de glucosa combinadas entre sí por uniones glucosídicas. La unidad estructural de disacárido, repetida periódicamente, es la maltosa, la cual da origen a dos tipos de moléculas, la amilosa y la amilopectina (Badui Dergal, 2006).

La amilosa forma entre 10 y 20 % del almidón; es un polímero lineal de 300 a 350 unidades de glucosa con uniones α - β -(1 \rightarrow 4). La amilopectina, más abundante, es un polímero ramificado de la glucosa y, aparte de las uniones α - β -(1 \rightarrow 4) entre las moléculas sucesivas de glucosa, muestra otro tipo de unión, a nivel de la ramificación, en posición α - β -(1 \rightarrow 6) (Badui Dergal, 2006).

Proteínas

Las proteínas son biomoléculas formadas básicamente por carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno. Pueden además contener azufre y en algunos tipos de proteínas, fósforo, hierro, magnesio y cobre, entre otros elementos. Pueden considerarse polímeros de pequeñas moléculas llamadas aminoácidos; esta denominación responde a la composición química general que presentan, en la que un grupo amino (-NH₂) y otro carboxilo o ácido (-COOH) se unen a un carbono α (-C-). Las otras dos valencias de ese carbono quedan saturadas con un átomo de hidrógeno (-H) y con un grupo químico variable al que se denomina radical (-R) (Badui Dergal, 2006).

Las proteínas constituyen un sustrato muy importante en el proceso de digestión anaerobia debido a que además de ser fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional. Parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en posteriores etapas del proceso (Blanco, 2011).

Aceites y grasas

Todas las grasas y los aceites están constituidos exclusivamente por triglicéridos, los cuáles, a su vez, son ésteres de ácidos grasos con glicerol. En general, se degradan fácilmente y son sustancias muy importantes en el proceso anaerobio, puesto que el rendimiento de metano a partir de ellas es superior con respecto a otras sustancias orgánicas (Solano *et al.*, 2011).

A pesar de que la FORSU tiene un alto contenido de lípidos, debido a la presencia de grasa animal y aceite de las prácticas de cocina, volviéndola atractiva para la

producción de biogás, Neves *et al.*, (2008) señalan que la presencia excesiva de lípidos pueden causar fallas en el proceso por la producción de ácidos grasos de cadena larga, una formación de flóculos oleaginosos y la absorción de células microbianas que inhiben la acción bacteriana en la degradación de la materia orgánica y en la producción de biogás.

Lignina

Son polímeros vegetales contruidos a base de unidades de fenilpropanoides. La función principal de la lignina es la de proporcionar soporte estructural a las plantas y resistencia contra ataques microbianos o agentes oxidantes (Hendriks y Zeeman, 2009).

A la lignina no se le considera carbohidrato, pero sí como parte de la fibra cruda. Los carbohidratos que presentan mayor complejidad para el rompimiento de sus enlaces conforman al material lignocelulósico, el cual consiste en tres tipos de polímeros asociados entre sí: la celulosa, hemicelulosa y la lignina. Los materiales lignocelulósicos son más resistentes a los ataques microbianos, lo que ralentiza la acidificación (Westenbrink *et al.*, 2013).

En la Tabla 3.3 se presenta los valores promedios obtenidos por Campuzano (2015) de la composición bromatológica (base seca) de la FORSU en diferentes países. Como se puede observar, en la caracterización bromatológica se determina el contenido de grasas y aceites, proteínas, carbohidratos (celulosa, hemicelulosa, almidones y azúcares libres) y fibras crudas (lignina, celulosa y hemicelulosa); todas estas macromoléculas representan el 100% de la materia orgánica de la FORSU.

Tabla 3.3. Características bromatológicas de la FORSU

Grasas y aceites (%SV)	Proteína (%SV)	Fibra cruda (%SV)	Lignina (%SV)	Carbohidratos (%SV)				
				Celulosa	Hemicelulosa	Almidón	Azúcar libre	Total
15.2 ± 4.2	17.2 ± 4.0	24 ± 8.1	10.2 ± 5.8	11.4 ± 5.1	8.4 ± 4.2	16.5 ± 1.6	11.4 ± 6.2	55.1 ± 13.4

Fuente: Campuzano (2015)

De acuerdo a la información recopilada por Campuzano (2015), el contenido de grasas y aceites varía entre 6.09 y 20.7 %SV, con un promedio de 15.2 ± 4.2 %SV, para proteínas el rango fue de 7.7 a 23.1 %SV con un promedio de 17.2 ± 4.0, en fibras crudas los valores fluctuaron entre 17.3 y 37.8 %SV con promedio de 24 ± 8.1 %SV. La mayoría de las investigaciones reportan estos componentes y en menor medida los componentes de los carbohidratos y la lignina. Los valores promedio para la lignina fueron 10.2 ± 5.8 %SV, para celulosa 11.4 ± 5.1 %SV, hemicelulosa

8.4 ± 4.2 %SV, almidón 16.5 ± 1.6 %SV, azúcar libre 11.4 ± 6.2 %SV y carbohidratos totales 55.1 ± 13.4 %SV.

De la Tabla 3.3, se puede concluir que los compuestos con mayor presencia en la FORSU son los carbohidratos (55 %SV), seguido por las proteínas (17 %SV) y finalmente, las grasas y aceites (15 %SV). De acuerdo con lo mencionado por Campuzano (2015) las variaciones tan amplias en los datos recopilados se deben a diferencias socioeconómicas, regionales, culturales y de los sistemas de gestión de residuos encontrados entre estos países. Además, algunos autores no informan la presencia de residuos de poda, lo que reduce el contenido de fibras crudas y lignina.

4. DIGESTATO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

4.1. Características de los digestatos

El digestato se define como el material producido por el proceso de digestión anaerobia de elementos biodegradables y está constituido por una mezcla de biomasa microbiana (producida por el proceso de digestión), material orgánico parcialmente o no degradado y material inorgánico. Una alta proporción de los países que utilizan hoy en día la digestión anaerobia para tratamiento de la FORSU han enfocado sus esfuerzos al tratamiento del producto del proceso (Tambone *et al.*, 2010).

Las características del digestato se ven afectadas por las características de los sustratos, así como por el proceso de digestión anaerobia, el tipo de reactor y los parámetros del proceso. Además, la composición de la materia prima también puede variar dependiendo, por ejemplo, de las reglamentaciones de recolección y del pre tratamiento previo a la digestión anaerobia, que puede afectar significativamente la composición del digestato (Saveyn y Eder, 2014; Tampio *et al.*, 2014).

Independientemente del tipo de tecnología de digestión anaerobia que se emplee en una planta de biogás (tecnología húmeda o seca) se obtienen dos fracciones de digestato: un material sólido fibroso y un líquido rico en nutrientes, para lo cual una variedad de tecnologías de separación sólido –líquido están disponible en el mercado. La forma más adecuada de usar estas fracciones es por composteo de la fracción sólida y su uso como mejorador de suelo, mientras que la fracción líquida se puede aplicar como fertilizante rico en nitrógeno y potasio o puede someterse a una separación de amoníaco a fin de retirar y utilizar específicamente los nutrientes contenidos (Teglia *et al.*, 2011a; Al Seadi *et al.*, 2013).

En la Figura 4.1 se presenta la distribución de los constituyentes principales de la fracción líquida y sólida del digestato. El peso de la fracción líquida representa entre el 80 al 90 % del total del digestato debido a la gran cantidad de agua que contiene. En general, la fracción líquida contiene entre el 40 – 50 % de ST, mientras que la fracción sólida contiene más del 50 %.

La fracción líquida retiene la mayor parte de N y K, mientras la fracción sólida retiene grandes cantidades de fibras residuales y P. Un total de 70–80 % del N en la fase líquida está presente como N- NH₄⁺ (Möller y Müller, 2012). La proporción de la parte líquida y sólida depende del tipo y de la naturaleza de la materia prima utilizada para la digestión, así como al tipo de proceso de digestión (seca o húmeda) (Makádi *et al.*, 2012).

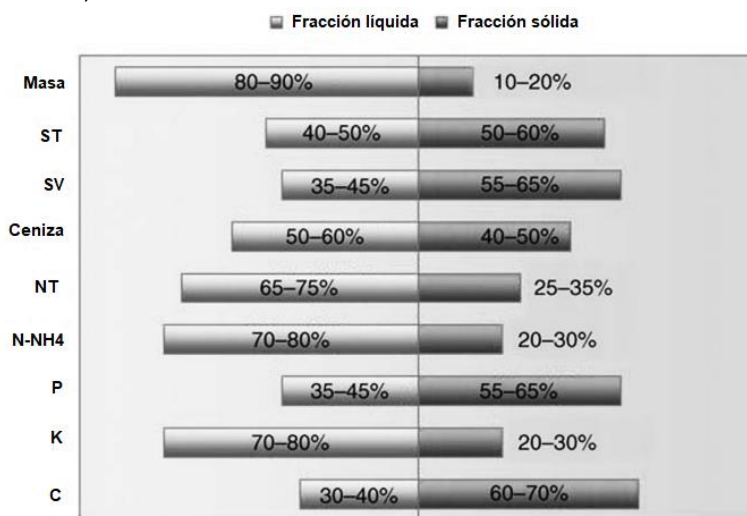


Figura 4.1. Distribución de los constituyentes principales de la fracción líquida y sólida del digestato. **Fuente:** Al Seadi *et al.*, 2013.

En la Tabla 4.1 se presentan algunas características de digestatos de FORSU recopiladas de la literatura. El pH es, generalmente, ligeramente alcalino (pH 7.5 – 8.3), lo cual es típico de los digestatos de alimentos y residuos vegetales, como consecuencia de la degradación de los AGV y la producción de amoníaco (Teglia *et al.*, 2011a).

En el caso de los sólidos totales hay grandes diferencias que se deben al tipo de proceso, fermentación húmeda o seca, pero no así para los sólidos volátiles que se mantienen en valores relativamente cercanos. Los AGV pueden usarse como indicador de un proceso adecuado de digestión anaerobia porque, cuanto menos sea su concentración, mejor es la metanización.

En general, el digestato producido de la digestión anaerobia presenta un contenido más bajo de carbono orgánico total (COT) y SV que la materia prima, debido a la descomposición de los compuestos de carbono fácilmente degradables en los digestores (Tambone *et al.*, 2010). La transformación de la materia orgánica implica la preservación de moléculas recalcitrantes que se concentran, la lignina presente

en el sustrato es un compuesto recalcitrante, así que permanecerá sin mayor cambio durante todo el proceso de digestión y estará presente en el digestato. Tambone *et al.* (2009) y Pognani *et al.* (2009) encontraron un aumento de las cantidades de lignina, hemicelulosa y celulosa en el digestato.

En lo que respecta al nitrógeno presente en el digestato, gran parte de éste se debe a la descomposición de los aminoácidos presentes en la FORSU. Los compuestos que contienen N orgánico se mineralizan a $N-NH_4^+$ en el digestor. Una parte del $N-NH_4^+$ es utilizada por los microorganismos para su crecimiento, y otra parte puede generar carbonato de amonio y “estruvita” ($NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$), el cual es un compuesto con forma de cristales que suelen precipitarse. Éste último es dependiente de la cantidad de magnesio disponible presente en el digestato por lo que generalmente éste compuesto no es abundante (Möller y Müller, 2012). Los datos presentados en la Tabla 4.1 muestran que gran parte del nitrógeno contenido en los digestatos está presente en forma mineral, ya que el $N-NH_4^+$ en la mayoría de estos estudios representó más del 50% del nitrógeno total, esto se debe a la mineralización parcial del N orgánico a $N-NH_4^+$ (Teglia *et al.*, 2011b)

El fósforo es un macronutriente que se encuentra en la materia orgánica en cantidades pequeñas con respecto a otros elementos. El fósforo orgánico es aquel que es parte estructural de la microbiota, en tejidos adiposos, membranas celulares y ADN. Forma parte de complejos compuestos orgánicos que una vez mineralizados se encontrará en su estado más oxidado o más reducido, esto es, en forma inorgánica como ácido H_3PO_4 , $H_2PO_2^-$, HPO_3^{2-} , HPO_4^{2-} o bien como PO_3^{3-} y PO_4^{3-} (Möller y Müller, 2012; Salcedo, 2017). El aumento del pH mueve el equilibrio químico hacia la formación de PO_4 . Los fosfatos fácilmente forman compuestos con calcio (Ca) y magnesio (Mg) como el fosfato de calcio ($Ca_3(PO_4)_2$) o el fosfato de magnesio ($Mg_3(PO_4)_2$). Estos compuestos dependen de la disponibilidad de Mg o de Ca en la materia orgánica y tienden a precipitarse, por lo que es de esperarse que su concentración aumenta en la fracción sólida del digestato (Möller y Müller, 2012; Salcedo, 2017).

El potasio usualmente es más abundante que el fósforo y menos abundante que el nitrógeno en la materia orgánica y no se caracteriza por formar parte de la estructura celular, por lo que generalmente se encuentra disuelto en la fracción líquida de la materia orgánica y cumple principalmente con funciones electrolíticas. Cuando la materia orgánica empieza a hidrolizarse, el potasio es liberado en compuestos como cloruro de potasio (KCl), acetato de potasio (CH_3O_2K), nitrato de potasio (KNO_3) y bicarbonato de potasio ($KHCO_3$). Una vez mineralizado, el K en el digestato puede unirse a compuestos como el fosfato de magnesio y 6 moléculas de H_2O formando un compuesto similar a la estruvita ($MgKPO_4 + 6H_2O$), el cual tiende a precipitarse y a concentrarse en la fracción sólida del digestato. La formación de este compuesto depende de la disponibilidad de Mg en el medio, por lo que puede esperarse que la mayor cantidad de K presente en digestato se encuentra disuelto en la fracción líquida de este (Möller y Müller, 2012; Salcedo, 2017). Por lo general,

la proporción promedio de fósforo-potasio de los digestatos es de aproximadamente 1:3 (Makádi *et al.*, 2012).

El carbono y el nitrógeno constituyen fuentes de energía para el crecimiento y diversificación de microorganismos. Si la cantidad de nitrógeno es limitante, el crecimiento de las poblaciones microbianas se estancará y, por lo tanto, la biodegradación se retrasará. Por otro lado, el exceso de nitrógeno más allá del requerimiento microbiano puede conducir a pérdidas de nitrógeno como el amoníaco. De hecho, la relación C/N caracteriza el potencial nutritivo de un residuo orgánico para el desarrollo de los microorganismos. Debido a la degradación de COT y la concentración de nitrógeno, la relación C/N disminuye en el digestato. De acuerdo a lo reportado en la literatura esta relación varía entre 25 y 2.3 para digestatos de FORSU.

Los parámetros biológicos son los indicadores más precisos de la biodegradabilidad de un sustrato. Un método para medir la estabilidad biológica del digestato es la prueba de producción de biogás residual (PBR), de acuerdo con el protocolo de estandarización para digestatos producidos durante la digestión anaerobia (PAS 110:2014) del Reino Unido un digestato se considera estable si el valor de PBR es menor a 450 LN/ kg_{sv}. Como se presenta en la Tabla 4.1, los valores reportados para esta prueba oscilan entre 579 y 110 L/ kg_{sv}.

4.2. Criterios exigibles de calidad del digestato

Los marcos regulatorios, destinados a garantizar la producción de digestato de alta calidad, se implementan en países con sectores desarrollados de biogás como Alemania, Dinamarca, Austria, Suecia, Suiza y el Reino Unido. Los marcos reguladores se actualizan periódicamente y son cada vez más restrictivos, en línea con los nuevos conocimientos y experiencia (Al Saedi y Lukehurst, 2012).

La Red Europea de Composta ha proporcionado un resumen de los diferentes aspectos de los sistemas de garantía de calidad para digestato en diferentes países europeos, que se enumeran en la Tabla 4.2. Estos aspectos se dividen en higienización, contaminantes físicos, estabilidad y límite de metales pesados.

La higienización es un parámetro relevante que evalúa el impacto de la manipulación del digestato y los riesgos para la salud. Desde el punto de vista higiénico-sanitario, los requerimientos que un material digerido debe cumplir son muy estrictos de acuerdo a la legislación Europea y hace referencia al contenido de microorganismos en el digestato. Los microorganismos que se deben cuantificar son Salmonella, E. Coli y Enterococos. Salmonella debe estar ausente en 25 g de materia fresca, mientras que E.coli y Enterococos pueden estar en una concentración máxima de 1,000 UFC/g de materia fresca.

Tabla 4.1. Características de digestatos de FORSU recopilados de la literatura

Referencia	pH	ST	SV	AGV	COT	NK	N-NH₄	P-PO₄	K_{tot}	N-NH₄/NK	C/N	PBR^b
		g/kg _{MF}	g/kg _{MF}	g/kg _{ST}	g/kg _{ST}	g/kg _{ST}	g/kg _{ST}	g/kg _{ST}	g/kg _{ST}	%	-	LN/kg _{SV}
Tampio <i>et al.</i> , 2016	7.6	79	64	19	329	99	22	1.8	32	21	3.3	-
Tampio <i>et al.</i> , 2016	8.3	32	19	9	320	139	99	4.0	59	71	2.3	-
Tambone <i>et al.</i> , 2009	8.7	59	44	51	404	65	33	-	-	51	6.7	315
Rigby y Smith, 2013	8.8	457 ^a	-	-	244	23	3	4.4	5	15	11.0	-
Teglia <i>et al.</i> , 2011a	-	289 ^a	-	-	347	14	4	9.0	10	29	24.8	-
Tambone <i>et al.</i> , 2010	-	38	26	-	384	145	97	21.0	48	67	8.0	579
Pognani <i>et al.</i> , 2009	8.3	36	25	29	377	110	78	27.0	-	71	3.0	110

^a Digestato deshidratado; ^b Potencial de biogás residual
MF: Materia fresca

Tabla 4.2. Comparación de los sistemas de garantía de calidad de digestato en Europa

País	Alemania	Suecia	Reino Unido	Unión Europea
Información general				
Estándar aplicable	RAL GZ 245 para residuos biológicos	SPCR 120	PAS 110:2014	Regulación fertilizantes 2016
Higienización				
Salmonella	Ausencia en 50 g de MF	Ausencia en 25 g de MF	Ausencia en 25 g de MF	Ausencia en 25 g de MF
E. coli	Máximo 1,000 UFC/g MF	Máximo 1,000 UFC/g MF	Máximo 1,000 UFC/g MF	Máximo 1,000 UFC/g MF
Enterococos	N/A	N/A	N/A	Máximo 1000 UFC/g MF
Contaminantes físicos				
Impurezas	≤ 0.5 % de ST (vidrio, plásticos, metales >2mm)	≤ 0.5 % de ST (vidrio, plásticos, metales >2mm)	≤ 0.5 % de ST (vidrio, plásticos, metales >2mm)	≤ 0.5 % de ST (vidrio, plásticos, metales >2mm)
Piedras > 5mm	< 10% de ST	< 5% de ST	< 8% de ST	-
Estabilidad / madurez / grado de fermentación				
Ácidos grasos volátiles	≤ 1.5 g/kg de MF	N/A	≤ 0.43 g DQO/g _{sv}	N/A
Potencial de biogás residual	N/A	N/A	≤ 0.45 LN biogás/g _{sv}	≤ 0.45 LN biogás/g _{sv}
Límite de metales pesados (mg/kg ST)				
Cd	1.5	1	1.5	De acuerdo con su uso
Cr	100	100	100	
Cu	100	100	200	
Hg	1	1	1	
Ni	50	50	50	
Pb	150	100	200	
Zn	400	800	400	

Fuente: Calder *et al.*, 2011; WRAP, 2014; Saveyn y Eder, 2014; Comisión Europea, 2016

La presencia en el digestato de contaminantes físicos como plástico, vidrio y metales debe ser menor al 0.5 % de ST, y el contenido de piedras de un tamaño mayor de 5 mm debe ser menor de 10, 8 y 5 % de ST en Alemania, Reino Unido y Suecia, respectivamente. Una correcta separación en origen de la materia prima empleada evita la presencia de este tipo de impurezas en los materiales digeridos (Saveyn y Eder, 2014).

La estabilidad microbiana está asociada a la presencia de compuestos fácilmente degradables que provocan una rápida activación de las poblaciones microbianas.

Durante la digestión anaerobia, la fracción lábil de la materia orgánica (fácilmente disponible para los microorganismos) es degradada, lo que conlleva un incremento de la estabilidad del material digerido respecto al residuo original. Así, se han referenciado reducciones en el contenido de materia orgánica de entre el 50 y el 70 % tras procesos de digestión anaerobia aplicados a diversos sustratos orgánicos. Sin embargo, si el proceso anaerobio no agota en su totalidad dicha materia orgánica lábil del sustrato (por ejemplo, ácidos orgánicos volátiles) se obtienen materiales finales inestables que pueden provocar efectos negativos sobre el sistema suelo-planta (Gómez *et al.*, 2007). Por tanto, con el objetivo de garantizar un uso óptimo y seguro de los materiales procedentes de procesos de digestión anaerobia, un mínimo grado de estabilidad son requisitos que se deben de verificar. Los parámetros determinados para medir dicha estabilidad son: la concentración de AGV, que en Alemania el límite máximo es 1.5 g/kg de materia fresca, y el biogás residual, el cual debe ser menor a 450 LN biogás/kg *sv*.

Por último, el contenido de metales pesados aumenta y se concentra desde las materias primas hacia los digestato debido a la reducción del contenido de sólidos durante la digestión. Los riesgos debido al contenido de metales pesados en el digestato suelen estar asociados con su toxicidad cuando su concentración es alta y con una deficiencia en el crecimiento de las plantas cuando su concentración es baja. El contenido de metales pesados debe vigilarse de cerca, ya que puede inducir la acumulación de metal en los suelos cuando el digestato se aplica repetidamente (Teglia *et al.*, 2011b), por lo cual países como Alemania, Suecia y Reino Unido han establecidos límites máximos de metales pesados, como se presenta en la Tabla 4.2.

4.3. Usos del digestato

El digestato puede ser utilizado como mejorador de suelos o fertilizante si cumple con ciertas características además de las expuestas en la Tabla 4.2. A continuación se describen dichas características:

Características de un mejorador de suelos

Un mejorador de suelo es un material agregado al suelo que mejorará sus propiedades físicas, como la retención de agua, la permeabilidad, la infiltración de agua, la aireación o la estructura. El objetivo es proporcionar un mejor ambiente para las raíces y así mejorar el desarrollo de la planta (Teglia *et al.*, 2011b).

La característica principal de un mejorador de suelo es asegurar la adición de materia orgánica al suelo, ya que se aumenta la actividad microbiológica, la mineralización y, posteriormente, la disponibilidad de nutrientes (Teglia *et al.*, 2011b). La concentración de materia orgánica se usa a menudo como un criterio de estabilidad, ya que un producto que contiene materia orgánica insuficientemente degradada podría una vez que se aplique en la tierra ocasionar

una inmovilización de nitrógeno, emisiones olorosas, un recrecimiento de patógenos en el suelo y/o fitotoxicidad debido a los ácidos orgánicos (Tampio *et al.*, 2016) . Además, el exceso de materia orgánica disponible puede conducir a una deficiencia de nutrientes en las plantas y una deficiencia de oxígeno en la zona de la raíz, ya que el oxígeno se consumirá para degradar la materia orgánica residual (Teglia *et al.*, 2011b).

La materia seca también es importante para determinar un mejorador de suelo y debe evaluarse para establecer un uso potencial y práctico de éste. Una alta humedad puede traer problemas particulares como olores, mayores costos de transporte, dificultades para almacenar y distribuir el producto (Teglia *et al.*, 2011b).

La cantidad de materia orgánica llevada al suelo es una característica importante de un mejorador de suelo, pero la composición de esta materia orgánica también es relevante. El carbono y el nitrógeno son los componentes más importantes de la materia orgánica. Si hay una baja concentración de carbono orgánico y una mayor cantidad de nitrógeno con respecto a los requisitos de los microorganismos, el nitrógeno se mineralizará en el suelo, es decir, se transformará de nitrógeno orgánico a NH_4^+ y NO_3 , siendo estas dos formas de nitrógeno mineral las que las plantas pueden absorber del suelo para su nutrición. Por el contrario, si la cantidad de nitrógeno es menor que los requisitos microbianos, el nitrógeno inorgánico contenido en el suelo se transformará al estado orgánico, proceso llamado inmovilización del nitrógeno. Esto ocurre porque los organismos del suelo asimilan los compuestos de nitrógeno inorgánico y los transforman en constituyentes nitrogenados orgánicos de sus células y tejidos, lo cual ocasiona una disminución en la disponibilidad de este nutriente para las plantas. Por lo tanto, si la finalidad del digestato es ser utilizado como mejorador de suelos la C/N debe estar bien equilibrada para asegurar su estabilidad una vez aplicado. El umbral de estabilidad varía entre 10 y 20 según algunos autores (Teglia *et al.*, 2011b).

El informe de la Engineered Compost Systems sobre etiquetado y especificaciones sobre mejoradores de suelo requiere que los digestatos presenten como mínimo de materia orgánica el 20 % de la materia seca (Teglia *et al.*, 2011b). La normatividad alemana especifica que los digestatos deben presentar un contenido mínimo de materia orgánica de 30 % de la materia seca (RAL GZ 245, 2016). Los mejoradores de suelo orgánicos franceses deben presentar un contenido de materia seca superior al 30 o 50 % del peso fresco. Además, deben presentar un contenido mínimo de materia orgánica del 20 % del peso fresco y una relación C/N superior a 8 (Teglia *et al.*, 2011b). De acuerdo con el reglamento de la Unión Europea el digestato debe presentar un contenido de materia seca superior al 40 % del peso fresco y un contenido de carbono orgánico superior del 7.5 % del peso fresco (Comisión Europea, 2016).

Características de un fertilizante

Los fertilizantes se aplican en el suelo para promover la nutrición de las plantas gracias a la provisión de macronutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) y otros micronutrientes. El objetivo principal del fertilizante es, por lo tanto, mejorar la fertilidad del suelo y el rendimiento de producción del cultivo (Teglia *et al.*, 2011b). Para que un fertilizante orgánico cumpla con los estándares franceses, el N, K₂O y P₂O₅ deben mostrar un contenido mínimo en peso fresco del 3 % y la suma de estos compuestos debe ser superior al 7 %. Además, el contenido de nitrógeno orgánico ser superior al 1 % (Teglia *et al.*, 2011b).

La regulación alemana sobre fertilizantes especifica que el contenido de nutrientes en la materia seca debe ser superior al 0.5 % de N, 0.3 % de P y 0.5 % de K₂O (Teglia *et al.*, 2011b). El reglamento de la Unión Europea divide los fertilizantes orgánicos en dos tipos: sólidos y líquidos. Los digestatos sólidos deben presentar un contenido de materia seca mayor al 40 % del peso fresco, carbono orgánico mayor al 15 % del peso fresco, N, K₂O y P₂O₅ mayor de 2.5 %, 2 % y 2 % del peso fresco, respectivamente (o al menos uno de los tres valores ser alcanzado). Los digestatos líquidos deben presentar un contenido de materia seca menor al 40 % del peso fresco, carbono orgánico mayor al 5 %, N, K₂O y P₂O₅ mayor de 2, 1 y 2 % del peso fresco, respectivamente (o al menos uno de los tres valores ser alcanzado) (Comisión Europea, 2016).

Actualmente en México no existen regulaciones en torno al uso y características del digestato, por lo tanto, no hay rangos ni propiedades normadas para su aprovechamiento. La norma NADF-020-AMBT- 2011 no especifica que el digestato sea un lodo o biosólido, sin embargo, por las características que el digestato tiene, como, la alta cantidad de materia orgánica, la naturaleza de ser el resultado de un tratamiento de materia orgánica en un proceso de biodegradación (anaerobio) y el contenido de nutrientes susceptibles al aprovechamiento, podrían catalogar al digestato como un compuesto similar a la composta susceptible a ser aprovechado. Desde el 2011, en CDMX, la composta esta normada en la NADF-020-AMBT-2011 basada en la NOM-004- SEMARNAT-2002, como se presenta en la Tabla 4.3.

Como se observa en la Tabla 4.3, la composta se divide en tres tipos de acuerdo a su uso, la tipo A se recomienda como sustrato en viveros y sustituto de tierra para maceta, la B para agricultura ecológica y reforestación, y la C para paisaje, áreas verdes urbanas y reforestación. Así mismo, de acuerdo al uso se exige el cumplimiento de diversos parámetros fisicoquímicos y biológicos. De manera general, la humedad de la composta debe encontrarse entre el 25 – 45 % del peso fresco, el pH debe estar entre 6.5 y 8, la conductividad eléctrica menor de 12 dS/m, la cantidad de materia orgánica superior al 20 % de la materia seca y la relación C/N inferior a 25.

En cuanto al contenido de microorganismos, se deben determinar coliformes fecales, Salmonella y huevos de helmintos viables, y su concentración debe ser <1000 NMP/g, < 3 NMP en 4 g y 1 en 4 g en base seca, respectivamente.

Otros parámetros que se encuentran regulados son: granulometría, índice de germinación, consumo de oxígeno, impurezas y metales, cuyos límites permisibles depende de tipo de composta y se presenta detallados en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3. Características generales que deben cumplir los tipos de composta

Parámetro	Tipo de composta		
	A	B	C
Uso recomendado	Sustrato en viveros y sustituto de tierra para maceta	Agricultura ecológica y reforestación	Paisaje, áreas verdes urbanas y reforestación
Humedad	25-35 % en peso fresco		25-45 % en peso fresco
pH	6.7 - 7.5		6.5 - 8
Conductividad eléctrica	< 4 dS/m	<8 dS/m	< 12 dS/m
Materia orgánica	> 20 %ST		> 25 % ST
Carbono total	Debe indicarse en la etiqueta el resultado del último análisis realizado		
Nitrógeno total %ST			
Relación C/N	< 15	< 20	<25
Macronutrientes (NPK) en %ST	De 1 % a 3 % en cualquiera de ellos y su suma ≤7 %: portará la leyenda "Composta-mejorador de suelos. Si cualquiera excede 3 % o la suma es mayor a 7 % debe portar la leyenda "Composta para nutrición vegetal" y se indicarán la cantidad para cada macronutriente.		
Granulometría	≤ 10 mm	≤ 30 mm	
Toxicidad (IG)	IG ≥ 85%	IG ≥ 75%	IG ≥ 60%
Consumo de oxígeno	< 50 mg/kg ST/h	50-100 mg/kg ST/h	101-150 mg/kg ST/h
Coliformes fecales	<1000 NMP/g (en base seca)		
Salmonella	< 3 NMP en 4 g (en base seca)		
Huevo de helmintos viables	1 en 4 g (en base seca)		
Roca > 5mm	Ausente	< 3 % de ST	< 5 % de ST*
Plástico > 5mm	Ausente	< 0.5 % de ST	< 1 % de ST*
Vidrio y metal > 5mm	Ausente	< 1 % de ST	< 2 % de ST*
As	0.1	0.7	2
Cd	0.7	1	3
Cr total	70	70	250
Cu	70	150	400- 500
Hg	0.4	0.7	3
Ni	25	60	100
Pb	45	120	200
Zn	200	500	1,200-1,800

Fuente: NOM-004- SEMARNAT-2002

*La suma de los porcentajes de impurezas físicas debe ser menor al 5%.

5. METODOLOGÍA

Para el cumplimiento de los objetivos del presente trabajo de investigación se diseñó como estrategia metodológica la presentada en la Figura 5.1, la cual se dividió de forma general en las siguientes cuatro fases:

1. Obtención, preparación y caracterización de la FORSU e inóculo.
2. Producción de digestato adaptado a la FORSU a temperatura de 35 °C.
3. Operación de reactores anaerobios bajo diferentes cargas orgánicas y en condiciones de temperatura de 55 °C, 35 °C y 20 °C.
4. Caracterización fisicoquímica y biológica del digestato obtenido bajo diferentes condiciones de operación.

5.1. FASE 1: Obtención, preparación y caracterización de la FORSU e inóculo

5.1.1. Recolección de la muestra de FORSU

El muestreo de los residuos orgánicos se realizó en la Estación de Transferencia ubicada en la alcaldía de Coyoacán, donde se reciben los residuos urbanos de las alcaldías de Xochimilco, Tlalpan y Coyoacán. De acuerdo con SEDEMA (2017) la eficiencia de separación en la alcaldía de Coyoacán es del 75 %.

Debido a que la CDMX presenta un sistema de recolección separado donde se establece que los días lunes, miércoles, viernes y domingo se recolectan los residuos inorgánicos, y los martes, jueves y sábados se asignan para recolección de residuos orgánicos, el muestreo se programó para un día de recolección asignado a residuos orgánicos.

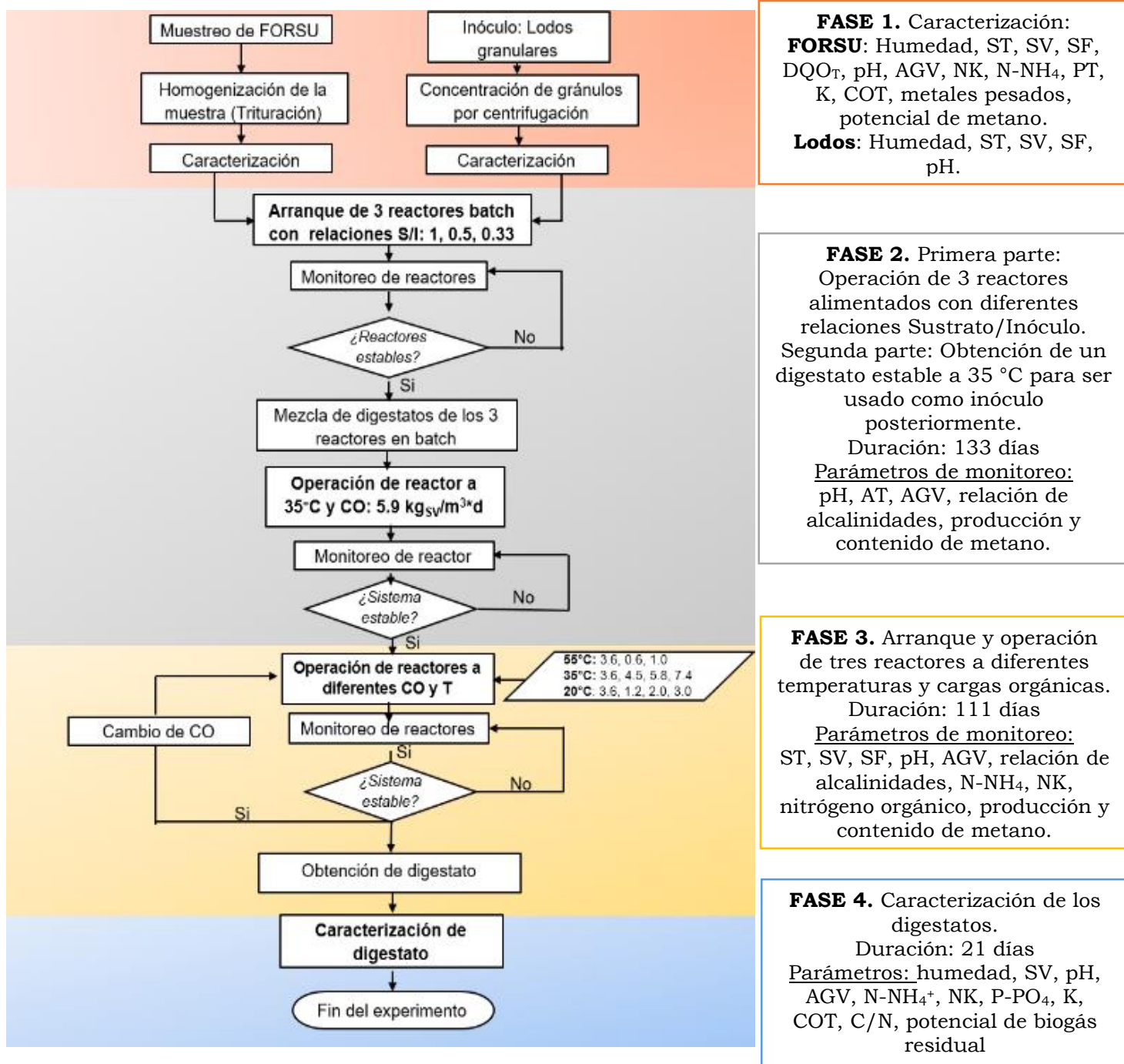


Figura 5.1. Esquema general de la metodología

Los camiones de los cuales se obtuvieron los residuos se seleccionaron de manera aleatoria, tomando muestras de cada uno y homogenizándolas con palas y rastrillos. La metodología empleada para el muestreo se basó en la Norma NMX-AA-015-1985 y la determinación del peso volumétrico con base en la Norma NMX-AA-019-1985.

Una vez obtenida la cantidad necesaria de FORSU, se procedió a su empaque en bolsas ziploc para congelar. El empaque se hizo de manera manual con el objetivo de separar materiales contaminantes y que se consideran dañinos para la digestión anaerobia, como bolsas de plástico no biodegradables, material de embalaje, piedras, vidrio y residuos de jardín voluminosos.

Las bolsas con los residuos fueron rotuladas y transportadas el mismo día del muestreo a las instalaciones del edificio 5 del Instituto de Ingeniería de la UNAM, y se congelaron a -20 °C con el fin de garantizar la preservación de sus propiedades para las mediciones fisicoquímicas y los ensayos de digestión anaerobia posteriores.

5.1.2. Preparación y caracterización de la FORSU

La caracterización fisicoquímica inicial de las muestras de la FORSU e inóculo es necesaria para determinar las concentraciones de nutrientes y posibles inhibidores en las mismas. Debido a que una de las problemáticas que presentan las muestras sólidas como la FORSU para su caracterización es la heterogeneidad, se requiere establecer una serie de modificaciones de las técnicas clásicas utilizadas para residuos de bajo contenido en sólidos y vertidos líquidos (Forster-Carneiro, 2005). La FORSU fue triturada y extrudida con el objetivo de reducir su tamaño de partícula, homogenizar la muestra y obtener resultados representativos. Inicialmente se utilizó una licuadora industrial modelo L-5 marca International, seguido de un extrusor marca Nixtamatic con orificios de 8 mm de diámetro (Figura 5.2). Después de extrudir la FORSU fue colocada en un balde y mezclada manualmente. Los parámetros para la caracterización de la FORSU fueron: DQO, humedad, sólidos totales (ST), fijos (SF) y volátiles (SV), pH, ácidos grasos volátiles (AGV), alcalinidad, nitrógeno Kjeldahl (NK), nitrógeno amoniacal, fósforo total (PT), potasio total (K), carbono orgánico total (COT) y metales pesados (Cd, Cr, Ni, Pb). Los métodos y procedimientos para la determinación de cada parámetro se explican en el capítulo 5.5.



Figura 5.2. Equipos utilizados en la preparación de la FORSU

5.1.3. Inóculo

Además del residuo a digerir, la puesta en marcha de la digestión anaerobia requiere la utilización de una fuente de microorganismos (inóculo anaerobio), el cual en este trabajo fue lodo granular de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales de la planta cervecera de Grupo Modelo, la cual opera a 35 °C. Una vez obtenido el inóculo se mantuvo en refrigeración en una cámara fría a 4 °C hasta su preparación para ser utilizado en las pruebas. El proceso de preparación del inóculo consistió en concentrar los gránulos mediante centrifugación a 3,700 rpm durante 7 minutos. Los parámetros para la caracterización del inóculo fueron: humedad, sólidos totales, fijos y volátiles, y pH.

5.2. FASE 2: producción de digestato adaptado a la FORSU

Para obtener un digestato adaptado al sustrato (FORSU), el cual fue utilizado en la fase 3 como inóculo, se realizaron dos experimentos en serie que se describen a continuación:

5.2.1. Arranque de reactores en lotes

Se operaron tres reactores discontinuos con relaciones sustrato/inóculo (S/I) de 0.33, 0.50 y 1.00 g_{sv}/g_{sv} y un cuarto reactor como testigo conteniendo solamente lodos anaerobios. Las relaciones utilizadas se escogieron de acuerdo con reportes de literatura que indican el uso de valores de relaciones S/I bajos a fin de maximizar la cinética de reacción y evitar así riesgos de fallas del proceso (Motte *et al.*, 2013). El volumen útil de los reactores fue de 1.5 L.

Los reactores se operaron en condiciones de temperatura mesofílicas (35 °C), sin agitación mecánica y sin ajuste de pH. El control de la temperatura en los reactores se llevó a cabo a través de un baño de agua. La cuantificación de biogás se realizó utilizando el contador de biogás AMPTS (*Bioprocess Control*, Suecia). En la Figura 5.3 se muestran los equipos utilizados en el montaje experimental.

El experimento tuvo una duración de 48 días, la cual se determinó con base en la estabilidad de los reactores mediante el monitoreo semanal de los siguientes parámetros: pH, alcalinidad, índice alfa (α), AGV, ST y SV. Los métodos utilizados para determinar los parámetros de monitoreo se muestran en el capítulo 5.5. Tres veces a la semana, mediante cromatografía, se determinó el contenido de metano.

Los cálculos de las concentraciones de alcalinidad y AGV se realizaron con respecto a los SV que se determinaron en cada toma de muestra. Mientras que la producción específica de CH_4 se calculó con respecto a los SV de FORSU alimentados al inicio del experimento, además la producción de biogás del testigo se le restó a la producción de biogás de cada relación.

Los reactores se consideraron estables con base en los siguientes criterios:

- Índice α mayor de 0.6 (Pérez y Torres, 2008)
- Concentración de AGV menor de 1,500 mg/L (Saveyn y Eder, 2014).
- Producción de biogás estable y contenido de metano mayor del 60 % (Schievano *et al.*, 2008).

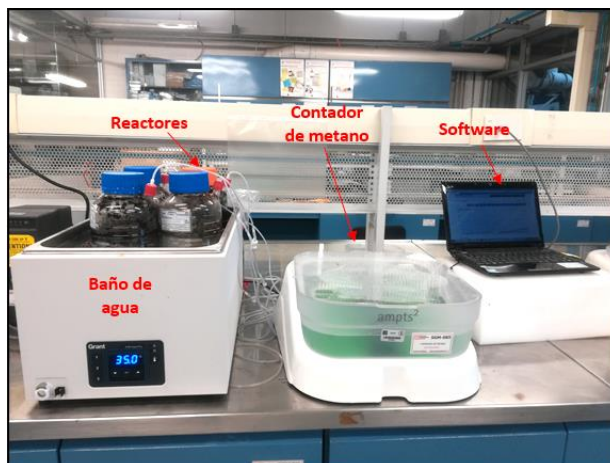


Figura 5.3. Montaje experimental para el arranque de reactores

5.2.2. Operación del reactor mesofílico

Una vez se alcanzó la estabilidad de los reactores se realizó la mezcla de los digestatos obtenidos bajo diferentes relaciones S/I, con la intención de obtener un solo digestato homogenizado y realizar el montaje de un reactor semi continuo a 35 °C. La temperatura fue mantenida a través de un baño de agua y no hubo ajuste de pH. El volumen de trabajo fue de 1 L y la alimentación se realizó cada 3 días manteniendo una carga orgánica constante de 6.0 kg_{SV}/m³·d y un TRS de 35 días. Para controlar el TRS, una cierta cantidad (dependiendo de la pérdida de masa en el reactor) de digestato fue retirada de los reactores y una cantidad constante de FORSU fue añadida manualmente (90 g) cada 3 días. El digestato extraído fue almacenado para utilizarse en la fase 3. El reactor no contó con mezcla constante pues su contenido fue mezclado solo cuando se extraía digestato y se añadía el sustrato.

El experimento tuvo una duración de 85 días, durante los cuales se cuantificó el biogás utilizando el contador AMPTS y diariamente se tomaron muestras del biogás producido para determinar el contenido de metano por cromatografía. El monitoreo de los demás parámetros fue cada seis días y se determinaron los mismos de la etapa de arranque.

Los cálculos de las concentraciones de alcalinidad y AGV se realizaron con respecto a los SV que se determinaron en cada toma de muestra. Mientras que la producción específica de CH₄ se calculó dividiendo el metano acumulado sobre los sólidos volátiles alimentados acumulados.

Al igual que lo establecido por Liu *et al.*, (2018) y Schievano *et al.*, (2008), el experimento finalizó una vez se alcanzó la estabilidad del sistema, la cual se definió cuando las variaciones en la producción específica de metano fueron menores al 5 % durante una semana y el contenido de metano fue superior a 60 %.

5.3. FASE 3: operación de reactores bajo diferentes cargas orgánicas y temperaturas

De la fase anterior se obtuvo un digestato mesofílico adaptado a la FORSU, el cual se utilizó como inóculo para el arranque de los reactores a diferentes temperaturas.

En esta fase se operaron tres reactores semi continuos a 55, 35 y 20 °C con un volumen total de 2 L cada uno y se llenaron con inóculo (digestato obtenido en la fase anterior) hasta un volumen de trabajo de 1.5 L. Las temperaturas fueron controladas por medio de baños de agua. No se realizó ajuste de pH y solo se agitaba manualmente cuando se extraía digestato y se añadía el sustrato.

Al inicio del experimento los reactores se pesaron vacíos y con el inóculo. Durante la operación de los reactores el peso total de estos se determinó antes de cada alimentación y la extracción de digestato se ajustó para mantener constante el peso durante cada carga orgánica evaluada. Los reactores fueron operados en modo semi continuo con alimentación de FORSU y extracción de digestato a la misma hora para garantizar la precisión de los datos.

El experimento tuvo una duración de 111 días, durante los cuales se monitorearon cada tres días los siguientes parámetros: pH, alcalinidad, AGV, ST, SV, N-NH₄, NK y nitrógeno orgánico, de acuerdo con los métodos analíticos descritos en el capítulo 5.5. La cuantificación de biogás se hizo utilizando un AMPTS II (Bioprocess Control, Suecia), se tomaron muestras del biogás producido y el contenido de metano se determinó diariamente por cromatografía.

Los cálculos de las concentraciones de alcalinidad, AGV, N-NH₄ y nitrógeno orgánico se realizaron con respecto a los SV que se determinaron en cada toma de muestra. Mientras que la producción específica de CH₄ se calculó dividiendo el metano acumulado sobre los sólidos volátiles alimentados acumulados

El cambio de carga orgánica se realizó cuando las variaciones en la producción específica de metano fueron menores al 5 % durante una semana y el contenido de metano fue superior a 60 %.

- **Temperatura termofílica (55 °C)**

Aunque el inóculo termofílico es la mejor opción para un inicio rápido y exitoso del reactor anaerobio termofílico, su falta de disponibilidad hace que sea difícil de implementar. Un enfoque frecuentemente adoptado es transformar los lodos mesofílicos en lodos termofílicos, para lo cual se introducen principalmente dos

estrategias: una el aumento gradual de la temperatura y la otra el aumento de la temperatura en un solo paso (Bousková *et al.*, 2005). En comparación con las estrategias de aumento gradual de la temperatura, el aumento de la temperatura en un solo paso puede evitar el rango de temperatura desfavorable (43 - 50 °C) para la actividad metanogénica (Bousková *et al.*, 2005; Ma *et al.*, 2017), lo cual se puede explicar al comparar el intervalo óptimo de temperatura de los mesofílicos y los termofílicos; de hecho, a 47 °C el sistema podría estar en el nivel crítico de la temperatura óptima requerida para los mesofílicos, lo que podría causar su inactivación, además estas condiciones pueden no ser muy adecuadas para los microorganismos termofílicos, ya que corresponden con su menor tasa de crecimiento (Bousková *et al.*, 2005).

Considerando lo anterior, la metodología que se adoptó para el arranque del reactor termofílico fue elevar la temperatura en un solo paso a 55 °C. El reactor se operó inicialmente con una carga orgánica de 3.6 kg_{sv}/m³·d y alimentación cada tres días, posteriormente se cambió a una alimentación diaria y a una carga orgánica de 0.6 kg_{sv}/m³·d, después, nuevamente se operó con una carga de 0.6 kg_{sv}/m³·d pero con FORSU diluida al 8 %ST y finalmente se aumentó a 1.0 kg_{sv}/m³·d alimentando con FORSU al 8 %ST.

- **Temperatura mesofílica (35 °C)**

El reactor se inició con una carga orgánica de 3.6 kg_{sv}/m³·d, la cual se aumentó gradualmente hasta alcanzar 7.4 kg_{sv}/m³·d; la alimentación y extracción fue cada tres días y el volumen de trabajo siempre se mantuvo en 1.5 L.

- **Temperatura psicrófilica (20 °C)**

Esta temperatura fue seleccionada considerando que es el valor máximo dentro del rango psicrófilico y es cercana a la temperatura media anual de la Ciudad de México, la cual es de 22 °C (Servicio Meteorológico Nacional, 2019).

El reactor se operó inicialmente con una carga orgánica de 3.6 kg_{sv}/m³·d y alimentación cada tres días, posteriormente se cambió a una alimentación diaria y a una carga orgánica de 1.2 kg_{sv}/m³·d, la cual se aumentó gradualmente hasta alcanzar 3.0 kg_{sv}/m³·d

Al igual que con el reactor termofílico, debido a que la cantidad de muestra necesaria para la caracterización de los digestatos obtenidos al finalizar cada carga era superior a la FORSU alimentada, el volumen del reactor se reducía, por el cual el cálculo de la nueva carga orgánica se realizaba con el nuevo volumen. Lo anterior no sucedió con el reactor a 35 °C debido a que la cantidad de digestato extraído era suficiente para realizar su caracterización y se adicionaba una cantidad equivalente de FORSU.

5.4. FASE 4: caracterización fisicoquímica y biológica de digestatos

Una vez los reactores se estabilizaron en cada carga orgánica se procedió a extraer una muestra de digestato para su caracterización. Al final del experimento se obtuvieron 2 digestatos a 55 °C, 4 digestatos a 35 °C y 3 digestatos a 20 °C.

Los parámetros que se determinaron fueron: humedad, ST, SV, COT, pH, N-NH₄, NK, P-PO₄ y K. Además, para determinar la estabilidad de los digestatos se les realizó una prueba de potencial de biogás residual (PBR) y determinación de la concentración de AGV. Se realizaron estos parámetros para poder comparar con los valores exigidos por las normas internacionales para mejoradores de suelos y/o fertilizantes.

5.5. Métodos analíticos

En la Tabla 5.1 se presentan las técnicas usadas para la caracterización y determinación de los diferentes parámetros evaluados durante la experimentación. Estas determinaciones permitieron conocer las características de la FORSU, inóculo, digestatos y dar seguimiento en el arranque y operación de los reactores.

Tabla 5.1. Técnicas empleadas para la caracterización de muestras

Parámetro	Método
Demanda química de oxígeno (DQO)	Fotometría. Digestión ácida a 150 °C en reflujo cerrado durante 2 horas. Determinación colorimétrica a 600 nm (APHA- 5220 D)
Humedad	Gravimétrico (APHA-2540 B)
Sólidos totales	Gravimétrico. Sólidos presentes después de colocar la muestra a 105 °C (APHA-2540 B)
Sólidos volátiles y fijos	Gravimétrico. Contenido de sólidos de una muestra secada a 105°C y expuesta, posteriormente, a una temperatura de 550 °C (APHA-2540 E)
pH	Medición directa con potenciómetro (APHA-4500 B)
Alcalinidad parcial (AP) e intermedia (AI)	Titulación con ácido sulfúrico 0.1 N de pH de la muestra hasta pH de 5.75 para AP y de 5.75 a 4.3 para AI (Pérez y Torres, 2008)
Ácidos grasos volátiles totales (AGV)	Titulación en retroceso de pH 4 a 7 con NaOH 0.1 N de la muestra acidificada a pH 3.3, centrifugada y el sobrenadante puesto en ebullición (DiLallo y Albertson, 1961)
Nitrógeno Kjeldahl (NK)	Titulación. Digestión ácida con catalizador de selenio por el método de Wieninger (Merck, 2009) y posterior neutralización, destilación y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N (APHA, 4500-NH ₃ C y 4500-NH ₃ E)

Parámetro	Método
Nitrógeno amoniacal	Destilación y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N (APHA, 4500-NH ₃ C y 4500-NH ₃ E)
Nitrógeno orgánico	Resta entre el nitrógeno Kjeldahl y el nitrógeno amoniacal.
Ortofosfatos	Método fotométrico con reactivo de vanadato-molibdato. Se determina por colorimetría a 470 nm (APHA-4500-P C)
Potasio	Espectrometría de absorción atómica con flama
Carbono orgánico total	Combustión a 900 °C con catalizador para determinar carbono total y combustión a 200 °C de muestra acidificada para determinar carbono inorgánico. De la resta entre el carbono total y el inorgánico resulta el carbono orgánico total.
Metales pesados (Cd, Cr, Ni, Pb)	Espectrometría de absorción atómica
Composición del biogás (CO₂ y CH₄)	Cromatógrafo de gases SRI modelo 8610C, equipado con detector de conductividad térmica. La temperatura del detector es de 150°C.
Producción de biogás residual	La prueba consiste en colocar el digestato, junto con micronutrientes e inóculo, en reactores de laboratorio y medir la producción de biogás a una temperatura constante de 35 ° C hasta que la producción de biogás por tres días consecutivos fue menor al 1 % del volumen acumulado de biogás (Holliger <i>et al.</i> , 2016)

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los siguientes capítulos se describen los resultados obtenidos de las fases descritas en la metodología y su discusión con lo reportado en la literatura.

6.1. FASE 1: Obtención, preparación y caracterización de FORSU e inóculo

6.1.1. Obtención de la muestra

El muestreo de la FORSU se llevó a cabo el día 27 de marzo de 2019 en la estación de transferencia de la Alcaldía de Coyoacán, en la Ciudad de México. En dicha estación diariamente entran a descargar entre 380 y 450 camiones, de estos se seleccionaron 10 camiones aleatoriamente y se les pidió a los choferes que descargaran parte de los residuos en el piso para tomar una muestra de entre 50 y 90 kg por camión.

En la Figura 6.1 se muestran las etapas del procedimiento de muestreo de FORSU. En la Figura 6.1a se muestra uno de los camiones recolectores de residuos del cual se obtuvieron parte de los residuos orgánicos. En la Figura 6.1b se muestra uno de los camiones descargando los residuos; en la Figura 6.1c se pueden apreciar los residuos mezclados de los 10 camiones seleccionados; en la Figura 6.1d se observa el cuarteo realizado. Una vez que los residuos se mezclaron, se realizó la división en cuatro partes de igual tamaño (aproximadamente) para posteriormente descartar las dos esquinas contrapuestas. Se volvieron a mezclar las dos partes restantes, formando una pila, que nuevamente se dividió en cuatro partes y se eliminaron dos. En la Figura 6.1e se indica cómo se obtuvo el peso de la muestra que finalmente se tomó para las pruebas, siendo de 200 kg aproximadamente,

descartando los componentes inorgánicos de gran tamaño que fueron removidos a mano. Finalmente, en la Figura 6.1f se observan los residuos finales que fueron empacados en bolsas herméticas y transportadas al Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA) para su congelamiento a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$. La densidad determinada *in situ* de la FORSU muestreada fue de 654 kg/m^3 , cuyo valor se encuentra en el rango de valores de densidad encontrados en la literatura que varían de 328 a $1,052\text{ kg/m}^3$ (Campuzano y González-Martínez, 2016). Se ha informado que la FORSU con alta densidad es más biodegradable y contiene menos cantidad de materiales no deseados (Forster-Carneiro *et al.*, 2008).



Figura 6.1. Etapas del proceso de muestreo de residuos en la estación de transferencia Coyacán, CMDX.

6.1.2. Preparación y caracterización de la FORSU e inóculo

Como se indica en el capítulo 5.1.2, se realizó una disminución en el tamaño de partículas de la FORSU; en la Figura 6.2 se presentan los residuos resultantes en cada etapa de reducción de tamaño y en la Tabla 6.1 se presentan los resultados de la caracterización de la FORSU.

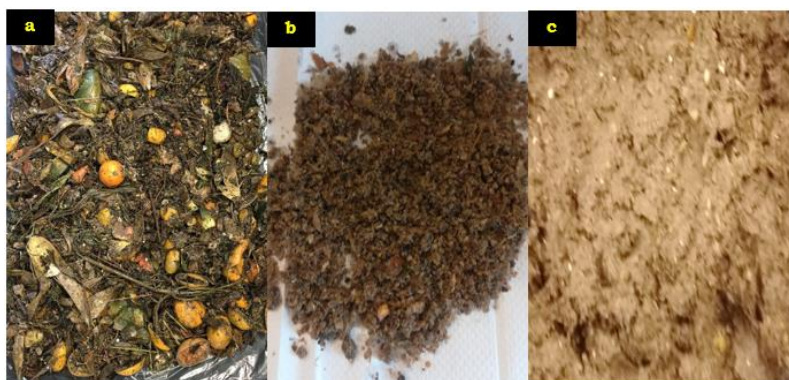


Figura 6.2. Etapas de reducción de tamaño a) FORSU sin moler, b) FORSU licuada, c) FORSU extrudida

Tabla 6.1. Caracterización de la FORSU. Entre paréntesis se indica el número de repeticiones

Parámetro	Valor	Unidades
Humedad	72 (3)	%
Sólidos totales	278 ± 3.0 (3)	g/kg
Sólidos volátiles	206 ± 3.6 (3)	g/kg
Sólidos fijos	72 ± 1.8	g/kg
SV/ST	0.74	(-)
DQO _T	1387 ± 9.5 (3)	gO ₂ /kg _{ST}
pH	5.3 ± 0.04 (3)	(-)
AGV	33 ± 0.1 (3)	gHAc/kg _{ST}
Nitrógeno Kjeldahl (NK)	21 ± 0.1 (3)	g/kg _{ST}
N-NH ₄ ⁺	1.2 ± 0.1 (3)	g/kg _{ST}
Fósforo total (PT)	5.1 ± 0.07 (3)	g/kg _{ST}
Potasio total (KT)	39.5 (1)	g/kg _{ST}
Carbono orgánico (COT)	374 ± 0.7 (2)	g/kg _{ST}
C/N	18	(-)
Plomo (Pb)	422 ± 79.6 (2)	μg/kg _{ST}
Níquel (Ni)	3,145 ± 620 (2)	μg/kg _{ST}
Cadmio (Cd)	51.4 ± 7.7 (2)	μg/kg _{ST}
Cromo (Cr)	15,977 ± 3,800 (2)	μg/kg _{ST}

De acuerdo con lo reportado por Campuzano y González-Martínez (2016), el rango de ST de la FORSU oscila entre 15 a 50.2 % y la humedad, que complementa el 100 % de la muestra, va de 49.8 y 85 %. El promedio de los valores reportados fue de 27.4 % y de 72.6 % para ST y humedad, respectivamente. Los resultados del presente trabajo muestran que la FORSU presenta una humedad del 72 % y un contenido de sólidos totales de 27.8 % similar a lo reportado en la literatura.

En cuanto a SV, el promedio reportado por Campuzano y González-Martínez (2016) y con base en varios análisis de FORSU en diferentes países, fue de 229 ± 63 g/kg y lo determinado en este trabajo fue de 206 ± 3.6 g/kg. La relación SV/ST es un indicador de cuánto es el contenido de material orgánico con respecto a los sólidos totales presentes en cada fracción de los residuos. Campuzano y González-Martínez

(2016) muestran para la FORSU de Ciudad de México una relación de 0.75, similar a la obtenida en este trabajo; sin embargo, en la revisión de literatura realizada por estos autores, en diferentes países, este valor es superior, con un promedio de 0.84 ± 0.11 , lo que hace suponer la presencia de varios compuestos contaminantes en la FORSU caracterizada en este estudio, por ejemplo, cascarones de huevo que son ricos en carbonato de calcio, huesos de animales, plásticos, metales y/o vidrio. También es necesario considerar que en el trabajo de Campuzano y González-Martínez (2016) se indica que hay grandes variaciones de los valores, ya que dependen de clima, nivel económico y social, tipo de recolección, etc.

La DQO es comúnmente utilizada para caracterizar el contenido orgánico total de las sustancias, así como en la predicción de la generación de metano. El valor obtenido en este estudio fue de $1,387 \pm 9.5 \text{ gO}_2/\text{kg}_{\text{ST}}$, similar al reportado por Figueroa (2018) para la FORSU, obtenida en la misma estación de transferencia, en muestreos anteriores, con un valor de $1,014 \pm 47.2 \text{ gO}_2/\text{kg}_{\text{ST}}$. La DQO también se puede asociar con el contenido de sólidos volátiles de una muestra para obtener mayor información sobre el potencial de biodegradabilidad; la relación DQO/SV proporciona información sobre la cantidad de oxígeno requerido para oxidar un gramo de sólido volátil de FORSU: el valor obtenido en este estudio es de $1.9 \text{ gDQO/g}_{\text{SV}}$.

El pH se encuentra dentro del rango reportado en la literatura para la FORSU, el cual oscila entre 4.1 y 6.2, con un promedio de 5.2.

Al igual que en todas las operaciones bioquímicas, en el proceso anaerobio se requieren macronutrientes y micronutrientes para la síntesis de nueva biomasa. El carbono, nitrógeno y fósforo son las principales fuentes de nutrientes para los microorganismos. La relación C/N obtenida en el presente trabajo fue de 18, la cual se encuentra fuera del rango recomendado para la digestión anaerobia (20-30) establecido por Li *et al.*, (2011) y Chen *et al.*, (2014). Una baja relación C/N hace referencia a un alto contenido de nitrógeno orgánico, el cual puede ser un compuesto inhibidor, ya que su hidrólisis produce nitrógeno amoniacal, siendo este último inhibitorio a altas concentraciones.

El valor reportado por Campuzano y González-Martínez (2016) para NK de FORSU de la Ciudad de México fue $18.2 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$ y el promedio general de nitrógeno en los estudios enlistados en ese trabajo fue de $29 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$; por lo anterior se puede considerar que el valor de nitrógeno de la FORSU caracterizada en este trabajo ($21 \pm 0.1 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$) se encuentra dentro de los valores reportados en otros países. Según Figueroa (2018) el mayor aporte de NK lo tienen los residuos de origen animal con 30 %, lo cual podría esperarse ya que estos son ricos en proteínas al contener residuos de carne, seguido de las frutas con el 22 % y el menor aporte lo tiene el papel con solo 1%.

Con relación al contenido de fósforo, este presentó un valor de $5.1 \pm 0.07 \text{ g}/\text{kg}_{\text{ST}}$ similar a lo reportado por Campuzano (2015), quien obtuvo un valor de 6.1 ± 0.05

g/kg_{ST} para la FORSU de la CDMX. De acuerdo con González (2017), las frutas, vegetales y harinas aportan muy poco fósforo, mientras que el mayor aporte porcentual de fósforo lo tienen la fracción de origen animal con 15 % y el material orgánico no clasificable, que contribuyen con 67 %. La presencia de fósforo facilita los procesos metabólicos esenciales como el crecimiento, la síntesis celular y requerimientos de energía.

La FORSU presentó un valor de potasio de 39.5 g/kg_{ST}, el cual fue superior a lo reportado por Tambone *et al.*, (2010) quienes determinaron un rango de potasio entre 18 y 27g/kg_{ST}. De acuerdo con Badui Dergal (2006), el potasio se encuentra en abundancia en las frutas y verduras no cocinadas, especialmente en la corteza, cáscara y tallo de las plantas comestibles. El alto nivel de potasio se puede deber a la gran cantidad de residuos de origen vegetal en la composición de la FORSU, principalmente frutas y verduras, que de acuerdo con Figueroa (2018), representan el 49 % del total de la FORSU.

Los microorganismos requieren cantidades mínimas de algunos metales pesados como cobre (Cu), Níquel (Ni) y zinc (Zn), mientras que, para otros organismos y dependiendo de la concentración en el medio, cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg) y plomo (Pb) son tóxicos. El contenido de metales pesados de la materia prima generalmente se origina a partir de una fuente antropogénica y no se degrada durante la digestión anaerobia. Los contenidos de metales pesados aumentan y se concentran desde las materias primas hacia los digestatos debido a la reducción del contenido de sólidos durante la digestión (Tampio *et al.*, 2016). En el trabajo realizado por Salcedo (2017) para la FORSU de la Ciudad de México, los valores de metales pesados fueron 25, 14 y 7.6 mg/kg_{ST} para Cr, Ni y Pb, respectivamente; el Cd no fue detectado en la muestra. Sin embargo, las concentraciones de Cd y Pb encontradas en la FORSU proveniente de Lisboa, Portugal, que fue analizada por Tampio *et al.*, (2016), son similares a las del presente trabajo, pero difieren en los valores de Cr y Ni, obteniendo los siguientes resultados: 1.3, 0.8, 0.5 y 0.02 mg/kg_{ST} de Cr, Ni, Pb y Cd, respectivamente.

Los resultados relacionados con la determinación del contenido de metales pesados en la FORSU se compararon con los valores límites permisibles registrados en los lineamientos establecidos en Alemania, Reino Unido y Suecia (Tabla 4.2), encontrándose que en todos los casos la magnitud de los indicadores en la FORSU fue inferior que los límites permisibles. Para el cadmio, cromo, níquel y plomo los valores obtenidos representan el 3.3, 16, 6 y 0.3%, respectivamente, de los límites permisibles.

En la Tabla 6.2 se presentan los resultados de la caracterización fisicoquímica realizada a los lodos granulares utilizados como inóculo en la etapa de producción de digestato adaptado a la FORSU. El contenido de sólidos totales y volátiles de los lodos granulares anerobios de Grupo Modelo son superiores a los reportados por Raposo *et al.*, (2011), quienes utilizaron lodos provenientes de cervecerías con ST

y SV de 83 y 39.4 g/kg, respectivamente. El inóculo usado en este trabajo tenía una relación SV/ST de 0.74 y la de Raposo et al. (2011) de 0.47.

Tabla 6.2. Caracterización de lodos granulares

Parámetro	Valor	Unidades
Humedad	88	%
Sólidos totales	121 ± 1.5	g/kg
Sólidos volátiles	89 ± 1.1	g/kg
Sólidos fijos	28 ± 0.5	g/kg
pH	8.5	(-)

6.2. FASE 2: producción de digestato adaptado a la FORSU

El objetivo de esta fase fue producir un digestato adaptado a la FORSU, que sirvió como inóculo para la operación de los reactores semi continuos a diferentes temperaturas.

6.2.1. Arranque de reactores discontinuos

Se arrancaron tres reactores con relaciones sustrato/inóculo (lodos anaerobios), S/I, de 1.00, 0.50, 0.33 ($\text{gSV}_{\text{FORSU}}/\text{gSV}_{\text{inóculo}}$) y un reactor con solo lodos granulares que sirvió como testigo. El experimento duró 48 días y se culminó cuando todos los reactores se estabilizaron. En la Tabla 6.3 se presentan las características del montaje por relación S/I.

Tabla 6.3. Características del montaje por relación S/I

S/I	Volumen de reacción (L)	FORSU alimentada (g_{sv})	Inóculo alimentado (g_{sv})
0.33	1.5	38	117
0.50		54	110
1.00		93	93

En la Tabla 6.4 se presentan las características iniciales de las mezclas S/I.

Tabla 6.4. Características iniciales de las mezclas sustrato/inóculo (S/I)

Parámetro	Unidad	Relación S/I		
		1.00	0.50	0.33
pH	(-)	7.6	7.8	7.6
Sólidos totales	g _{ST} /kg	168 ± 0.9	146 ± 0.2	140 ± 0.5
Sólidos volátiles	g _{SV} /kg	115 ± 3.6	102 ± 0.9	100 ± 1.4
SV/ST	(-)	0.68	0.70	0.71
AGV	g _{HAc} /kg _{SV}	8.2 ± 2.0	8.1 ± 0.4	7.9 ± 0.2
N-NH ₄	mg _{N-NH4} /kg _{SV}	5.9 ± 0.05	6.2 ± 0.08	6.1 ± 0.05

La mezcla de la FORSU con el inóculo resultó en valores de pH en un intervalo (7.0 - 8.0), considerado como óptimo para la producción de metano (Zupancic y Grilic,

2012). La relación SV/ST del inóculo fue mayor a 0.60 en todas relaciones, superior a la recomendada por la VDI 4630, que establece una relación mínima de SV/ST de 0.5. La concentración inicial de AGV en las mezclas fue menor que en la FORSU fresca, debido al efecto de dilución provocado por la adición del inóculo.

En la Figura 6.3 se puede observar que en los reactores con las menores relaciones S/I (0.33 y 0.50) el pH se mantuvo estable durante todo el experimento. Para el reactor con relación S/I de 1.00, el pH disminuyó ligeramente al día 6 por efecto de la rápida producción y acumulación de AGV asociada con una mayor cantidad de sustrato. Sin embargo, a partir del día 13 se evidenció una recuperación y estabilidad en un valor cercano a 8.0, indicando la efectividad del inóculo para aportar capacidad de amortiguamiento del medio ante las caídas de pH.

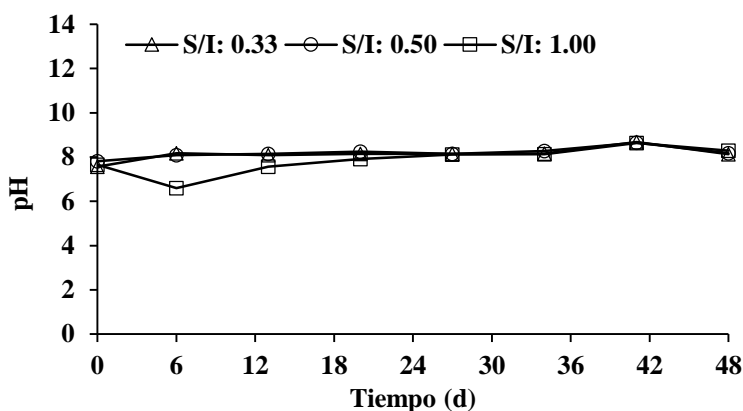


Figura 6.3. Comportamiento del pH en las diferentes relaciones S/I

La alcalinidad es el indicador de la capacidad de amortiguación del sistema y puede mantener el pH en un rango estable, proporcionando un entorno adecuado para el crecimiento de microorganismos. Sin embargo, conocer los valores de la alcalinidad total no es suficiente para indicar la estabilidad de todo el sistema y, por tal razón, es necesario conocer la proporción de alcalinidad bicarbonática (AP) y de alcalinidad debida a los AGV (AI), las cuales se presentan en la Figura 6.4.a. La AP determinada al arranque de las tres relaciones estuvo entre 11.1 y 15.2 g_{CaCO_3}/kg_{SV} y la AI entre 10.6 y 11.8 g_{CaCO_3}/kg_{SV} . Para las relaciones S/I de 0.33 y 0.50 ambas alcalinidades tuvieron la tendencia a incrementar con respecto al tiempo hasta estabilizarse al finalizar el experimento, siendo la AP la que se incrementó de forma más drástica. Sin embargo, para la relación S/I: 1 la AP y AI presentaron un efecto inverso, disminuyendo la primera y aumentando la segunda hasta el día 6; a partir de ese día la AP tuvo un incremento sostenido mientras que la AI se estabilizó. Al finalizar el experimento la AP osciló entre 102.8 y 83.8 g_{CaCO_3}/kg_{SV} y la AI entre 32.6 y 30.2 g_{CaCO_3}/kg_{SV} .

En la Figura 6.4b se muestra el índice alfa (α), el cual corresponde a la relación entre la alcalinidad bicarbonática y la alcalinidad total, recomendándose valores superiores a 0.5 durante el arranque y alcanzándose condiciones estables en el

sistema con valores de 0.7 (Pérez y Torres, 2008). Durante la etapa de arranque los reactores con las relaciones S/I: 0.33 y 0.50 presentaron valores α por encima de 0.5 hasta estabilizarse en valores cercanos a 0.7. En el reactor con mayor contenido de sustrato (S/I: 1.00) el índice α disminuyó significativamente hasta un valor mínimo de 0.14 al día 6, mostrando posteriormente una recuperación sostenida sobrepasando el valor de 0.7 al final del experimento.

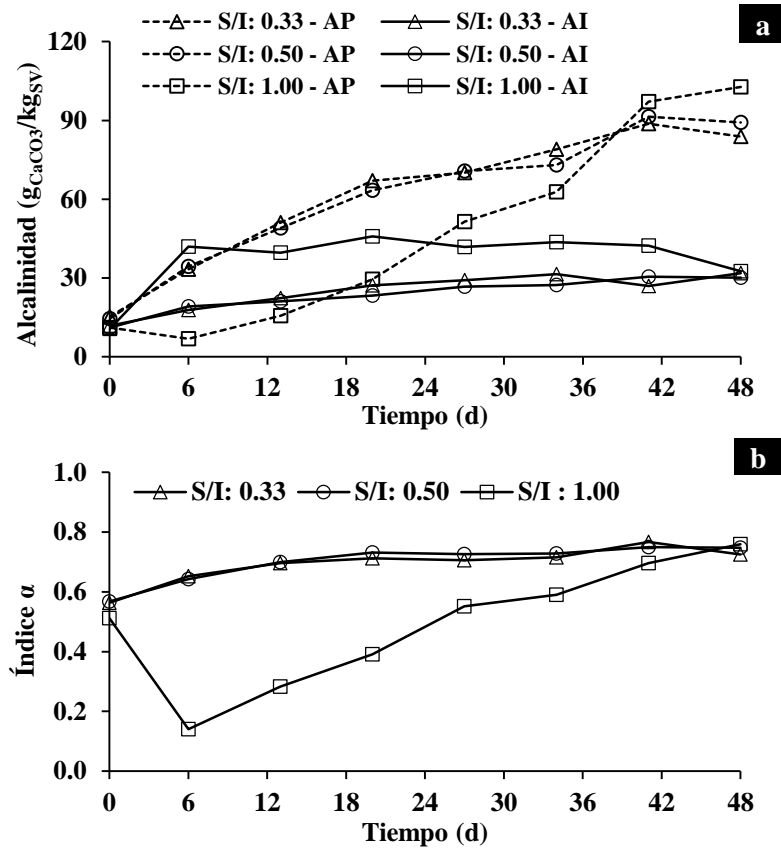


Figura 6.4. Comportamiento de la alcalinidad en las diferentes relaciones S/I. a) alcalinidad bicarbonática (AP) y alcalinidad debida a los AGV (AI), b) índice α

En la Figura 6.5 se presentan los valores de AGV, en donde se aprecia que en el reactor con la relación S/I: 1.00 se presentó un aumento en la concentración de AGV debido a su rápida producción y a una menor velocidad de consumo, lo cual se debe a que hay una menor cantidad de microorganismos disponibles para transformar los AGV en metano, en comparación con los reactores con una menor relación S/I. Sin embargo, a partir del día 13 se alcanzó una concentración estable de AGV cercana a $95 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$. A partir del día 30 los AGV fueron consumidos, disminuyendo su concentración hasta $12 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$. En los reactores con menor sustrato (S/I: 0.33 y 0.50), la concentración de AGV se mantuvo estable durante todo el experimento, y el hecho de que no se presenten diferencias significativas entre estas relaciones indica que ante el aumento de la cantidad de sustrato alimentado el sistema fue capaz de mantener un balance entre la producción de AGV y su consumo por los microorganismos metanogénicos. Lo anterior, también

se evidencia en el contenido de metano para ambas relaciones S/I, observándose que independientemente de la concentración de sustrato la fracción de este en el biogás fue la misma.

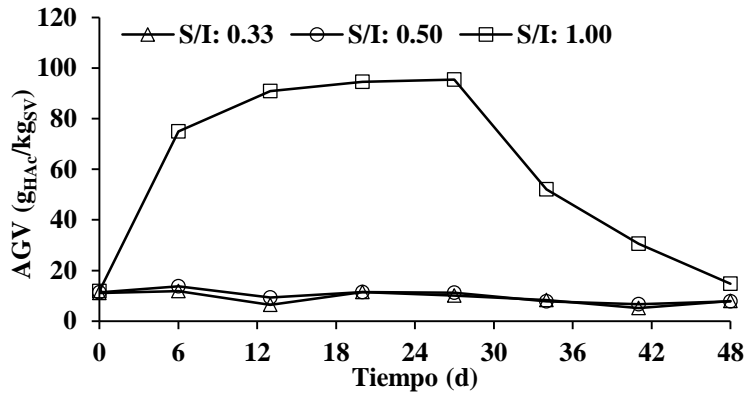


Figura 6.5. Comportamiento de los AGV en las diferentes relaciones S/I.

En la Figura 6.6a se presenta la fracción de metano contenido en el biogás producido por cada relación S/I. La relación S/I: 1.00 presentó una mayor variación en el contenido de metano desde el arranque hasta su estabilización cerca del día 32, en comparación con las ligeras variaciones observadas en las relaciones S/I: 0.33 y 0.50. La muestra con mayor concentración de sustrato comenzó con el porcentaje de metano más bajo, de aproximadamente 33 %, y hasta el día 19, presentó los menores contenidos de metano; sin embargo, a partir del día 29 la tendencia se invirtió y la relación S/I: 1.00 alcanzó los valores más altos. Al final el experimento se obtuvo una producción de biogás con un contenido de metano de 74, 66 y 60 % para las relaciones S/I: 1.00, 0.50 y 0.33, respectivamente, lo cual es similar a lo reportado por Campuzano (2015) donde la fracción de metano en el biogás fue mayor en las relaciones S/I más altas. Los contenidos de metano que se reportan en la literatura en sistemas en lote por vía húmeda para la digestión anaerobia de la FORSU se encuentran entre 73 y 57 % (Zhang *et al.*, 2007; Davidsson *et al.*, 2007).

La Figura 6.6b muestra que la producción específica de metano fue más rápida para los reactores con menor contenido de sustrato (S/I: 0.33 y 0.50), habiéndose obtenido, al día 22 aproximadamente, el 95 % del metano total producido durante el experimento. La relación S/I tiene un efecto sobre la fase de latencia en la producción de metano, lo cual es evidente para la relación S/I: 1.00, donde se observó un comportamiento diaúxico con diferentes fases exponenciales separadas por una fase de latencia. Esta fase corresponde al periodo de adaptación de los microorganismos a la fracción del sustrato de difícil degradación, (Campuzano, 2015). Para las relaciones S/I: 0.33 y 0.50 la fase de latencia no se observó, lo cual coincide con lo reportado por Chen y Hashimoto (1996), quienes afirman que esta fase es más corta para las relaciones S/I más bajas. Las curvas de sustratos menos

concentrados presentaron un comportamiento tipo Monod con tendencia a una asíntota aproximadamente a los 15 días.

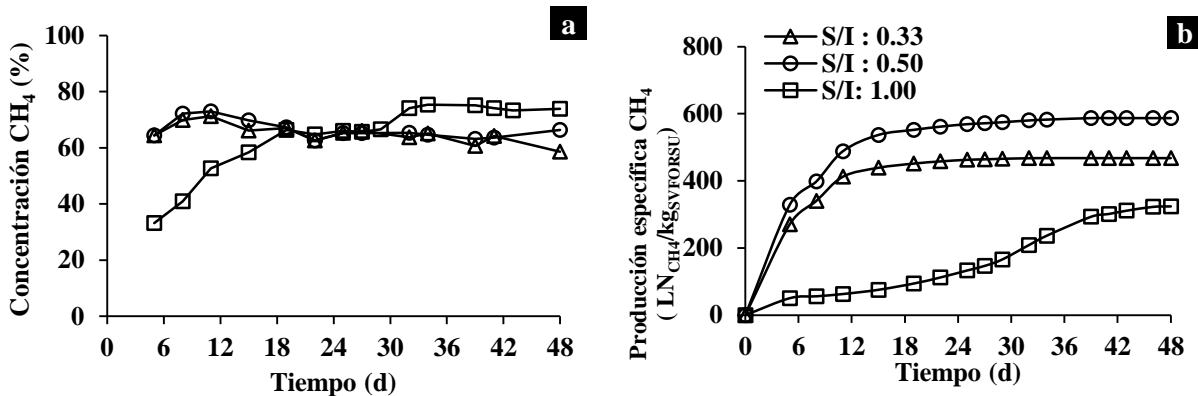


Figura 6.6. Contenido y producción de metano durante arranque de reactores

La producción específica de CH₄ fue de 324, 587 y 468 LN_{CH₄}/kg_{SV} para las relaciones S/I: 1.00, 0.50 y 0.33, respectivamente, sin encontrarse una relación proporcional entre la producción específica de metano y la relación S/I. En el trabajo realizado por Elbeshbishy *et al.* (2012) utilizando la FORSU de Toronto, Canadá, y lodo primario de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en una prueba por lotes durante 35 días y con relaciones S/I de 0.25, 0.50 y 1.00 g_{DQO}/g_{SV}, la producción de metano más elevada fue de 790 LN_{CH₄}/kg_{SV} a una S/I de 0.5, seguido por 660 LN_{CH₄}/kg_{SV} a una S/I de 1.00 y la producción más baja fue observada con la S/I de 0.25.

Por su parte, Zhou *et al.* (2011) obtuvieron un aumento lineal en la producción de metano para una relación S/I entre 0.1 y 0.6 g_{SV}/g_{SV}, con una producción máxima de 495 LN_{CH₄}/kg_{SV} a una S/I de 0.6 después de 19 días de digestión mesofílica de pulpa de soja con lodo de una PTAR. Sin embargo, la producción disminuyó significativamente cuando las relaciones fueron superiores a 1.0, lo cual se debió a la acumulación de AGV. En contraste con los resultados del estudio anterior, Kawai *et al.*, (2014) observaron que la producción de metano en una digestión anaerobia por lotes de residuos de cocina con diferentes relaciones S/I: 0.33, 0.5, 1.0, 2.0 y 4.0 g_{SV}/g_{SV}, aumentaba a medida que disminuía la relación S/I, obteniendo un rendimiento máximo de 435 LN_{CH₄}/kg_{SV} a 0.33.

De acuerdo con lo anterior se puede afirmar que en la literatura se informan resultados contradictorios de la influencia de la relación S/I sobre la producción de metano. Prashanth *et al.* (2006) afirman que una relación S/I demasiado alta puede ser tóxica, mientras que una demasiado baja puede impedir la producción de las enzimas necesarias para la biodegradación. Por su parte, Lesteur *et al.*, (2010) concluye que cada sustrato tiene una relación S/I óptima, considerando la producción potencial de AGV y la capacidad amortiguadora del sistema.

En el presente trabajo, debido a las condiciones adecuadas del medio (pH y alcalinidad) y al balance entre el sustrato alimentado y el inóculo, la mayor

producción de metano fue para la relación S/I: 0.50, mientras que para la relación S/I: 0.33 la producción menor puede estar relacionada con un decrecimiento de los microorganismos por agotamiento del sustrato. A pesar de que al final del experimento la relación S/I:1.00 presentó un alto contenido de metano, la producción específica resultó menor debido a que durante los primeros 20 días el contenido de metano fue significativamente más bajo que en los otros reactores, debido a la acumulación de AGV provocada por su alta producción y bajo consumo.

La producción específica de metano de este estudio se encuentra dentro del rango de valores reportados en la literatura (99 – 790 $\text{LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$) para sistemas en lote por vía húmeda utilizando FORSU de diferentes fuentes como cafeterías, restaurantes, supermercados y casas de habitación (Cabbai *et al.*, 2013; Elbeshbishy *et al.*, 2012). Este amplio rango se debe a las diferencias en las condiciones experimentales de cada trabajo, especialmente la relación S/I y el tiempo de reacción. El estudio realizado por Angelidaki *et al.*, (2006) utilizando FORSU de una planta de biogás a gran escala en Dinamarca con características muy similares a las de Ciudad de México, reporta una producción de metano de 580 $\text{LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ (1% menos que este trabajo).

Las características finales del digestato para cada relación S/I se presentan en la Tabla 6.5. Se puede observar un incremento en la concentración de nitrógeno amoniacal, lo cual se debe en gran parte a la descomposición de los aminoácidos presentes en la FORSU; este aumento en la cantidad de nitrógeno amoniacal también se relaciona con los altos valores observados en alcalinidad (Figura 6.4) y los altos valores determinados de pH superiores a 8.0 (Figura 6.3). Sin embargo, este parámetro estuvo por debajo del umbral de concentración inhibitorio (5.7 $\text{g}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$) informado por la literatura (Climenhaga y Banks, 2008). El experimento se finalizó cuando los tres reactores estuvieron estables, presentando un índice α mayor a 0,6, una concentración de AGV menor a 1,500 mg/L (~18 $\text{g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$) y un contenido de metano del biogás mayor o igual a 60 %.

Tabla 6.5. Características finales de los digestatos para cada relación S/I

Parámetro	Unidad	Relación S/I		
		1.00	0.50	0.33
pH	(-)	8.3	7.8	7.6
Índice α	(-)	0.76	0.75	0.73
Sólidos totales	$\text{g}_{\text{ST}}/\text{kg}$	125 ± 1.5	120 ± 2.5	119 ± 3.0
Sólidos volátiles	$\text{g}_{\text{SV}}/\text{kg}$	85 ± 0.7	82 ± 2.2	84 ± 1.8
AGV	$\text{g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$	15 ± 0.01	8 ± 0.3	8 ± 0.5
N-NH ₄	$\text{g}_{\text{N-NH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$	38 ± 0.6	33 ± 0.01	32 ± 0.3
Contenido de CH ₄	%	74	66	60

6.2.2. Operación de reactor mesofílico semi continuo

Una vez los reactores descritos en el apartado 6.2.1 estuvieron estables se realizó la mezcla de su contenido y luego se incubó durante 5 días como lo recomienda la

guía alemana VDI, 2006. En la Tabla 6.6 se presentan los valores de los parámetros que fueron determinados a la mezcla al finalizar el tiempo de incubación.

Tabla 6.6. Caracterización de la mezcla de digestatos

Parámetro	Unidades	Valor
pH	(-)	8.3
Índice α	(-)	0.72
Sólidos totales	g_{ST}/kg	109 ± 2.0
Sólidos volátiles	g_{SV}/kg	74 ± 1.0
AGV	g_{HAc}/kg_{SV}	17 ± 0.4
N-NH ₄	g_{N-NH_4}/kg_{SV}	32 ± 0.1
Concentración de CH ₄	%	72

Después de 5 días de incubación, un reactor fue llenado con digestato hasta un volumen de trabajo de 1 L. El régimen de alimentación fue cada tres días, alimentando FORSU y extrayendo digestato para los análisis de seguimiento. La carga orgánica y el tiempo de retención de sólidos fueron $6 \text{ kg}_{SV}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ y 35 días, respectivamente. El tiempo de operación del reactor fue 85 días, asegurando como mínimo dos tiempos de retención de sólidos para garantizar la obtención de un digestato completamente adaptado a la FORSU. En la Tabla 6.7 se resumen las condiciones de operación del reactor.

Tabla 6.7. Condiciones de operación reactor mesofílico semi continuo

Carga orgánica ($kg_{SV}/\text{m}^3\cdot\text{d}$)	TRS (d)	FORSU alimentada* (g)	SV alimentados* (g)	Tiempo de operación (d)
6.0	35	86	17.7	85

*FORSU y SV alimentados cada 3 días

El control del proceso se realizó mediante el monitoreo del pH, AGV, alcalinidad, índice α , producción y contenido de metano, cuyo comportamiento se muestra en la Figura 6.7. En la Figura 6.7a se presentan los índices alfa (α) y tampón (IB), los cuales presentaron leves variaciones, observándose al día 6 el valor más bajo del índice α (0.58) y el valor más alto índice IB (0.42), lo que indica que inicialmente el reactor se encontraba ligeramente inestable; sin embargo, posteriormente se puede observar la estabilidad del reactor con valores de α superiores a 0.7 y valores de IB entre los límites recomendables de 0.2 - 0.4, con un valor promedio de 0.3, sin detectarse, por lo tanto, fallos de funcionamiento debidos a descensos de la alcalinidad.

Como se muestra en la Figura 6.7b, la alcalinidad total varió entre 106 y 142 g_{CaCO_3}/kg_{SV} ; además, durante todo el ensayo, la alcalinidad por AGV (AI) nunca superó a la alcalinidad por bicarbonatos (AP) y solo presentaron ligeras variaciones, permitiendo así que el reactor contara con suficiente capacidad buffer.

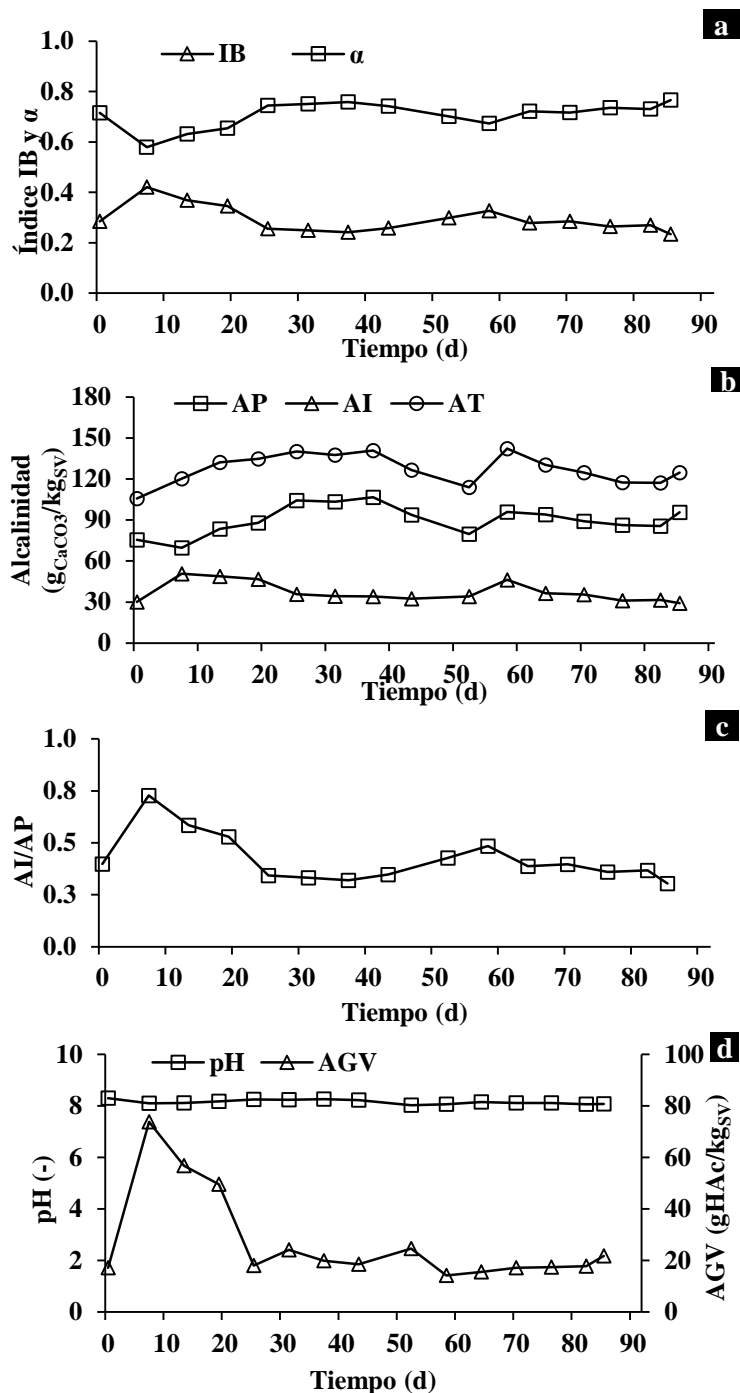


Figura 6.7. Parámetros de monitoreo del reactor mesofílico semi continuo. a) índice IB y α , b) alcalinidad, c) relación AI/AP, d) pH y AGV.

AP=Alcalinidad bicarbonática o alcalinidad parcial; AI = alcalinidad por AGV o intermedia; AT = alcalinidad total

Para una correcta operación de los sistemas anaerobios, la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad bicarbonática (AI/AP) no debe ser mayor a 0.3 (Pérez y Torres, 2008). Como se observa en la Figura 6.7c, el reactor presentó valores cercanos a 0.3; solo en los primeros días de operación la relación mostró valores entre 0.73 - 0.58, que evidenció disturbios en el proceso, pero

comenzó a disminuir a partir del día 25 con una relación AI/AP promedio de 0.37, registrándose el valor más alto al día 58 con 0.48.

En la Figura 6.7d se presenta la evolución de la concentración de AGV expresada como g_{HAc}/kg_{SV} y el pH del reactor durante los 85 días de operación. La generación de AGV aumentó rápidamente del día 1 al 6 hasta alcanzar un valor máximo de $74 g_{HAc}/kg_{SV}$ ($6,295 mg_{HAc}/L$). A partir del día 6 la actividad de los metanógenos se mejoró gradualmente para convertir los AGV en metano de manera eficiente, y la concentración de AGV se mantuvo entre 18 y $22 g/kg_{SV}$ ($1,513 - 1,674 mg_{HAc}/L$) desde el día 25 al 85. Gallert y Winter (1997) argumentan que el principal problema durante el arranque de un reactor se debe a la acumulación de AGV, principalmente cuando el sustrato es fácilmente biodegradable ($SV/ST > 0.7$), sin embargo, el sistema no se vio inhibido por acidificación a pesar de superar el límite de los $5,000 mg_{HAc}/L$, generalmente recomendado para la digestión anaerobia, lo que indica que dicha concentración no excedió la capacidad de amortiguación del sistema.

Otros autores han reportado procesos inhibitorios a diversas concentraciones límite de AGV, dichas diferencias se deben al tipo, la fuente y la aclimatación del inóculo, además de los parámetros de operación y las características del sustrato. En el trabajo de Nagao *et al.*, (2012) sobre digestión anaerobia de FORSU con una suspensión de lodo de agua residual, utilizando un tanque de agitación continua de una sola etapa a $37\text{ }^{\circ}C$ y en condiciones húmedas ($5 - 10\%ST$), se observó acumulación de AGV e inhibición completa del proceso cuando la concentración de AGV alcanzó los $8,149 mg_{HAc}/L$ a una carga orgánica de $5.5 kg_{SV}/m^3\cdot d$. En el estudio realizado por Zupančič y Grilc (2012) se determinaron procesos inhibitorios a concentraciones de AGV totales de $10 g/L$. Por su parte Campuzano (2015), no observó indicios de disturbios por acidificación en reactores operados a carga orgánica de $6.3 kg_{SV}/m^3\cdot d$, a temperatura de $35\text{ }^{\circ}C$ y con un contenido de ST de 17% , ya que los valores de AGV se mantuvieron cercanos a los $3,000 mg/L$ como ácido acético, lo que atribuyó a un proceso adecuado de aclimatación del inóculo y arranque del reactor.

El pH fue monitoreado durante todo el experimento y no presentó variaciones importantes que indicaran disturbios en el sistema. El valor más bajo registrado fue de 8.0 y el más alto 8.3. Durante los días donde la concentración de AGV fue más alta, el pH no presentó variaciones significativas y se mantuvo en 8.0, por lo tanto, a pesar de que este parámetro es importante para estimar el progreso de la digestión anaerobia es necesario determinarlo conjuntamente con los AGV y la alcalinidad. La poca variación del pH durante el experimento se puede atribuir a la alta capacidad búfer del inóculo, que se debe a una mayor actividad metanogénica y un mayor crecimiento de microorganismos metanógenos como resultado de la adaptación previa al sustrato. Por otro lado, la degradación de proteínas libera amoníaco, cada mol de nitrógeno orgánico teóricamente genera un equivalente de alcalinidad y cuando los AGV comienzan a acumularse en el reactor estos son

neutralizados por la alcalinidad y mantienen el pH estable, lo cual pudo ocurrir en el presente experimento, puesto que la FORSU alimentada tiene una baja relación C/N.

En la Figura 6.8 se presenta el contenido de metano en el biogás y la producción específica de metano durante los 85 días de operación del reactor. A las 24 horas del arranque el contenido de metano fue cercano al 30 %, incrementando paulatinamente hasta alcanzar un valor promedio de 62 % (59 a 65 %) desde el día 25 cuando el reactor se estabilizó hasta el final del experimento, lo que implica la rápida proliferación de las arqueas metanogénicas.

En general, las composiciones de metano que se obtienen en un sistema en semi continuo son menores que las observadas en sistemas por lotes por vía húmeda, con una concentración de metano promedio durante el periodo estable de 62 % (Cecchi *et al.*, 1993; Bolzonella *et al.*, 2003; Davidsson *et al.*, 2007; Campuzano, 2015); sin embargo, este parámetro puede variar con respecto a la temperatura, carga orgánica, humedad del proceso y características del sustrato.

La producción de metano osciló entre valores de 343 y 373 $\text{LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ con un promedio de $358 \pm 21 \text{ LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$, tomando los valores a partir del día 25 cuando se consideró que se alcanzaron condiciones de estabilidad. En la literatura se reportan valores de producción de metano desde 260 - 421 $\text{LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ para reactores que tratan FORSU operados en condiciones húmedas, a temperatura mesofílica y con una carga orgánica entre 5 y 6 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ (Demireler y Anderson, 1998; Nagao *et al.*, 2012) Por su parte, Campuzano (2015), quien operó un reactor utilizando FORSU de la CDMX bajo condiciones similares a las de este trabajo de carga orgánica (5.6 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) y temperatura (35 °C), obtuvo una producción específica de metano de 339 $\text{LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$, por lo que se puede evidenciar que el valor obtenido se encuentra dentro del rango reportado en la literatura.

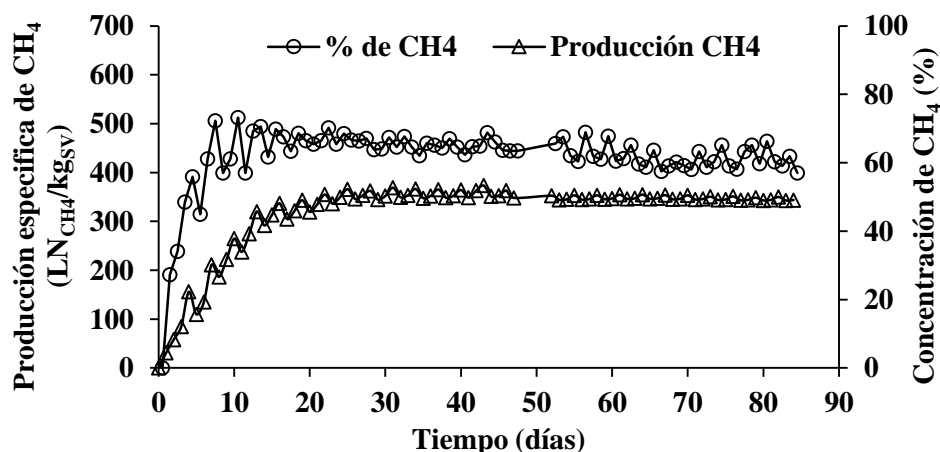


Figura 6.8. Producción y contenido de metano en reactor semicontinuo mesofílico

De acuerdo con los resultados presentados anteriormente es posible concluir que el sistema se encontraba estable y que se logró obtener un digestato adaptado a la FORSU para ser utilizado en la fase 3.

6.3. FASE 3: operación de reactores bajo diferentes carga orgánicas y temperaturas

El digestato adaptado a la FORSU de la fase anterior se pre incubó por 5 días a 35 °C y posteriormente se utilizó como inóculo para arrancar la operación de tres reactores a temperaturas de 55, 35 y 20 °C. Todos se iniciaron con la misma carga orgánica pero, debido a problemas de inestabilidad del proceso en los reactores a 55 y 20 °C, se decidió evaluar cargas diferentes en los tres reactores.

A continuación, se analizan las evoluciones de los principales parámetros de funcionamiento del proceso anaerobio para cada carga orgánica evaluada a diferentes temperaturas.

6.3.1. Reactor a 55 °C

El reactor fue operado inicialmente con alimentación cada tres días con una carga orgánica de 3.6 kg_{SV}/m³·d, durante la cual se evidenció condiciones de inestabilidad del sistema, indicadas por la baja producción de biogás y las altas concentraciones de AGV y NH₃, por lo que se suspendió la alimentación durante 9 días. Al día 16 se realizó una dilución del contenido del reactor, extrayendo 565 mL de sobrenadante y reponiendo la misma cantidad con agua del grifo; a continuación se redujo la carga orgánica a 0.6 kg_{SV}/m³·d con una alimentación diaria durante 19 días. Debido a que nuevamente el sistema se desestabilizó se suspendió la alimentación y al día 40 se realizó nuevamente una dilución del reactor, extrayendo 250 mL de sobrenadante y reponiendo dicha cantidad con agua del grifo, ese mismo día se retomó la alimentación manteniendo la carga orgánica de 0.6 kg_{SV}/m³·d pero alimentando con FORSU diluida al 8 % de ST. Cuando el sistema alcanzó condiciones de estabilidad se elevó la carga a 1.0 kg_{SV}/m³·d.

La dilución del sustrato con agua es un método eficaz para reducir la concentración de amoníaco en el reactor, cuando se utilizan residuos con una relación C/N baja. Un enfoque común se basa en la dilución a un nivel de sólidos de 0.5 a 8.0 % (Ghanimeh *et al.*, 2012; Rajagopal *et al.*, 2013). En este caso se decidió diluir hasta 8 %ST que era la concentración de ST en el reactor en ese momento, por lo tanto, el reactor operó en digestión húmeda a partir del día 40.

Debido a las variaciones en las condiciones de operación del reactor, el tiempo total de operación quedó dividido en seis etapas, que se resumen en la Tabla 6.8.

El volumen del reactor fue de 2.0 L, con un volumen útil inicial de 1.5 L, el cual se redujo a 1.4 L al comienzo de la etapa 5, ya que durante las primeras etapas la cantidad que se extraía era mayor de lo que se alimentaba. Al inicio de la etapa 6 el volumen se disminuyó a 1.3 L debido a que al día 85 se extrajeron 100 g de digestato para ser caracterizado.

Tabla 6.8. Condiciones de operación del reactor a 55 °C

Etapa	Carga Orgánica (kg _{sv} /m ³ ·d)	TRS (d)	FORSU alimentada (g)	SV alimentados (g)	Volumen útil (L)	Duración (d)
I	3.6	58	26	5.4	1.5	6
II			Sin alimentación			9
III	0.6	334	4	0.8	1.5	19
IV			Sin alimentación			5
V	0.6	100	4 ^a	0.8	1.4	46
VI	1.0	62	6 ^a	1.2	1.3	26

^a FORSU diluida al 8 %ST

En la Figura 6.9 se presenta la producción específica y la concentración de metano en el biogás durante los 111 días de operación del reactor.

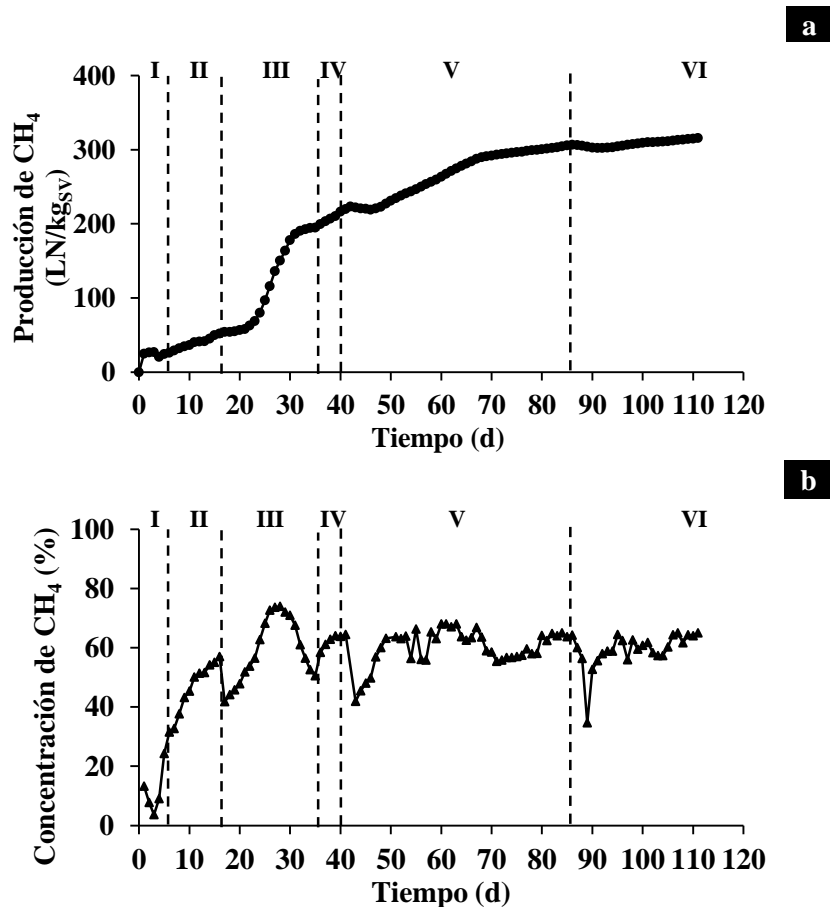


Figura 6.9. Parámetros de estabilidad a 55 °C. a) Producción específica de CH₄, b) contenido de CH₄.

En la Figura 6.9a se observa que en la operación con la carga orgánica de 3.6 kg_{sv}/m³·d (etapa 1) la producción específica de metano máxima fue 29 LN_{CH₄}/kg_{sv} y el contenido de metano en el biogás (Figura 6.9.b) respondió al aumento de temperatura con una significativa disminución, alcanzando el nivel mínimo de 4 % al día 3. Debido a estos valores tan bajos, además de que se observaron indicios de acidificación mediante la determinación de los índices α , IB y la concentración de

AGV, se suspendió la alimentación durante 9 días (etapa 2), durante este periodo se alcanzó un contenido de metano máximo de 57 %, pero se optó por diluir el contenido del reactor con agua de grifo debido a la alta concentración de AGV (200 g_{HAc}/kg_{SV}) y amoníaco (30 g_{NH₃}/kg_{SV}).

Se reinició la alimentación con una carga orgánica de 0.6 kg_{SV}/m³·d (etapa 3), durante la cual se observa que la producción específica de metano exhibe un gran aumento a causa de la degradación del material orgánico acumulado de las etapas anteriores, alcanzando un valor de 150 LN_{CH₄}/kg_{SV}·al día 28 con un contenido de metano del 74 %; sin embargo, a partir de ese día se presenta una caída sostenida en el contenido de metano hasta un valor de 51 %. Esta rápida disminución se atribuyó a una alta concentración de amoníaco, por lo que, nuevamente, se suspendió la alimentación (etapa 4) durante 5 días y, previo a retomarla, el contenido se diluyó nuevamente con agua de grifo después de extraer una cantidad correspondiente de sobrenadante.

La carga orgánica en la etapa 5 fue la misma que en la etapa 3 (0.6 kg_{SV}/m³·d) pero utilizando FORSU con una concentración de sólidos totales del 8 %. La producción de metano, bajo condiciones de estabilidad del sistema (del día 72 al 85), osciló entre 306 y 295 LN_{CH₄}/kg_{SV} con un promedio de 300 ± 3.6 LN_{CH₄}/kg_{SV}, y el contenido de metano en esta etapa fluctuó entre 56 y 64 %.

La última carga orgánica evaluada fue de 1.0 kg_{SV}/m³·d (etapa 6) utilizando FORSU diluida y se obtuvieron producciones de metano con valores mínimos de 311 LN_{CH₄}/kg_{SV} y máximos de 316 LN_{CH₄}/kg_{SV}, con un promedio de 314 ± 1.4 LN_{CH₄}/kg_{SV} y un contenido de metano entre 57 y 65 %. Dichos valores se determinaron a partir del día 104 hasta el 111, cuando se consideró que el sistema se encontraba estable.

En la literatura hay estudios sobre la puesta en marcha de reactores termofílicos utilizando inóculo mesofílico adaptado al sustrato. Bolzonella *et al.*, (2003) operaron inicialmente un reactor mesofílico alimentado con FORSU con una carga orgánica por abajo de 1.0 kg_{SV}/m³·d y la fueron incrementando gradualmente hasta 9.5 kg_{SV}/m³·d. Posteriormente se elevó la temperatura en un solo paso de 37 a 55 °C y se suspendió la alimentación durante una semana, por lo cual se evitó la sobrecarga orgánica y la subsecuente acumulación de AGV. Las condiciones de estabilidad fueron alcanzadas después de 60 días y la producción de metano con la carga de diseño fue de 230 LN/kg_{SV}. Cecchi *et al.* (1993) realizaron el paso de las condiciones mesofílicas (35 °C) a termofílicas (55 °C) de un reactor que trataba la FORSU con alto contenido de sólidos y que se encontraba en condiciones estables con un periodo de operación de 171 días. Primero suspendieron la alimentación durante 10 días y elevaron la temperatura del cuarto al sexto día cuando observaron valores de pH y alcalinidad total altos, y concentraciones bajas de AGV. El reactor termofílico se operó inicialmente con una carga orgánica de entre 4.0 - 5.0 kg_{SV}/m³·d, y después de 4 días se incrementó a 7.0 kg_{SV}/m³·d, al día 35 se alcanzó un estado estable con una producción de metano de 240 LN/kg_{SV}.

Fernández-Rodríguez *et al.*, (2014) realizaron un experimento de digestión termofílica en un reactor de tanque agitado semicontinuo para el tratamiento de FORSU en condiciones secas (20 %ST) utilizando un inóculo termofílico. Los autores concluyeron que se puede tratar la FORSU en un amplia gama de cargas orgánicas (4.8 a 20.0 kg_{SV}/m³·d) sin causar una acidificación irreversible por sobrecarga orgánica, esto debido al bajo contenido orgánico del sustrato y una alcalinidad adecuada. La mejor condición la lograron operando con una carga orgánica de 13.0 kg_{SV}/m³·d, obteniendo una producción de metano de 340 LN_{CH₄}/kg_{SV}. Sin embargo, a partir de dicha carga se evidenció una disminución en la producción alcanzando valores de 210 y 190 LN_{CH₄}/kg_{SV} para 16.5 y 20.0 kg_{SV}/m³·d, respectivamente.

Las bajas producciones de metano obtenidas en los estudios anteriormente mencionados comparadas con las logradas en el presente estudio, bajo las cargas orgánicas de 0.6 y 1.0 kg_{SV}/m³·d utilizando FORSU diluida, se puede deber a la baja biodegradabilidad del sustrato utilizado por Cecchi *et al.* (1993), Bolzonella *et al.* (2003) y Fernández-Rodríguez *et al.* (2014), los cuales tenían relaciones SV/ST de 0.45, 0.44 y 0.40, respectivamente, 40 % menos que la FORSU de la CDMX.

En este trabajo se utilizó un inóculo aclimatado al sustrato que no se encontraba adaptado a la temperatura y, por lo tanto, es posible que poner en marcha el reactor en un régimen termofílico y con alimentación desde el primer día de operación ocasionara que el proceso se desestabilizara rápidamente, aumentando la concentración de AGV y disminuyendo la alcalinidad bicarbonática, debido a la poca adaptación de los microorganismos al nuevo medio. Además, a pesar de que se inició con una carga orgánica baja (comparada con los estudios anteriores), la alta biodegradabilidad y baja relación C/N del sustrato ocasionaron una acumulación de AGV y una alta concentración de amoníaco.

En la Tabla 6.9 se presentan los valores promedios de producción específica y concentración de metano de las cargas orgánicas en las cuales se consiguieron condiciones estables (etapa 5 y 6).

Tabla 6.9. Promedio de producción y contenido de metano del reactor a 55°C

Carga orgánica (kg_{SV}/m³·d)	ST en el reactor (%)	Producción de metano (LN/kg_{SV})	Concentración de Metano (%)
0.6	8	300 ± 3.6	60
1.0	6	314 ± 1.4	61

Se determinó la eficiencia del reactor durante la operación con las cargas orgánicas de 0.6 y 1.0 kg_{SV}/m³·d con dilución de FORSU, teniendo en cuenta que por cada gramo de DQO se producen teóricamente 350 mLN de metano, sin embargo, el rendimiento práctico de metano obtenido en un reactor siempre será inferior al teórico, ya que un 5 al 15 % de la DQO del sustrato se utiliza para el crecimiento y mantenimiento celular, por lo tanto, para realizar los cálculos en el presente trabajo

se consideró que por cada gramo de DQO se producen 315 mLN de metano (Raposo *et al.*, 2012), y considerando que 1 g_{SV} consume 1.9 g_{DQO}, es posible determinar la cantidad de metano máximo que se puede producir por gramo SV. La producción de metano es, entonces:

$$\frac{1.9 \text{ gDQO}}{1 \text{ gSV}} * \frac{315 \text{ mLCH}_4}{1 \text{ gDQO}} = 598.5 \frac{\text{mLCH}_4}{\text{gSV}}$$

Entonces, la eficiencia se define como la relación que hay entre la producción experimental de metano sobre la producción teórica, que es, para FORSU, de 598.5 mLCH₄/g_{SV} y se expresa en por ciento. En la Tabla 6.10 se muestra que la eficiencia aumentó de 50 a 52 % cuando se aumentó la carga orgánica, lo cual puede estar relacionado a que, cuando se incrementa la carga, se adiciona más sustrato fácilmente biodegradable por unidad de volumen y si las condiciones del medio son las adecuadas los microorganismos degradan esta materia orgánica hasta metano.

Tabla 6.10. Eficiencia de producción de metano en reactor a 55°C

Carga orgánica (kg_{SV}/m³·d)	Producción de CH₄ teórico (LN/kg_{SV})	Producción de CH₄ experimental (LN/kg_{SV})	Eficiencia (%)
0.6	598.5	300 ± 3.6	50
1.0		314 ± 1.4	52

En la Figura 6.10 se presenta el comportamiento de la alcalinidad durante los 111 días de operación del reactor. En la Figura 6.10a se observan los índices tampón (IB) y alfa (α), en donde se puede evidenciar la acidificación del reactor determinada por la disminución e incremento drástico del índice α y el índice IB hasta un valor de 0.37 y 0.63, respectivamente, durante la primera carga orgánica. A partir del día 16, cuando se reanudó la alimentación con la carga de 0.6 kg_{SV}/m³·d con FORSU sin dilución, el índice α se incrementó gradualmente, pero solo fue hasta el día 33 cuando ambos índices estuvieron entre los límites recomendables, registrándose valores entre 0.59 y 0.73 para el índice α, y de 0.41 y 0.27 para el índice IB durante las cargas orgánicas de 0.6 y 1.0 kg_{SV}/m³·d con FORSU diluida al 8 % de ST, respectivamente.

La alcalinidad total inicialmente fue alta 185 g_{CaCO3}/kg_{SV} (12,271mg/L), con una alcalinidad bicarbonática (AP) e intermedia (IB) de 151 y 34 g_{CaCO3}/kg_{SV}, respectivamente (Figura 6.10b). Sin embargo, desde el día 6 hasta el día 27 la alcalinidad intermedia superó a la alcalinidad parcial debido a las altas concentraciones de AGV en el medio. A partir del día 33 la alcalinidad bicarbonática alcanzó niveles superiores que la debida por AGV, presentándose ligeras variaciones hasta finalizar el experimento, lo cual se complementa con los índices IB y α que muestran la estabilidad del reactor durante las dos últimas cargas orgánicas evaluadas. Debido a las diluciones que se realizaron, donde se extrajo sobrenadante del reactor y se reemplazó con agua de grifo, las alcalinidades se redujeron a valores cercanos de 58 y 95 g_{CaCO3}/kg_{SV} para la alcalinidad parcial y 97 y 56 g_{CaCO3}/kg_{SV} para la alcalinidad intermedia, los días 15 y 40, respectivamente;

la alcalinidad total siempre se encontró en el rango recomendable por la literatura de 1,000 a 5,000 $\text{mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$, con un valor de 163 $\text{g}_{\text{CaCO}_3}/\text{kg}_{\text{SV}}$ (5,895 $\text{mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$) al día 111.

La relación entre ambas alcalinidades se puede observar en la Figura 6.10c. Se obtuvieron valores máximos de 1.69, 1.65 y 1.70 durante las etapas 1, 2 y 3, respectivamente, lográndose una disminución gradual hasta obtener valores máximos de 0.61 y 0.71 durante las etapas 5 y 6. A pesar de que, en ninguna carga orgánica evaluada la relación AI/AP se mantuvo dentro del rango recomendable para un correcto funcionamiento (<0.30), no se evidenció inestabilidad en el proceso cuando se evaluaron las cargas de 0.6 y 1.0 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ con FORSU diluida al 8 %ST.

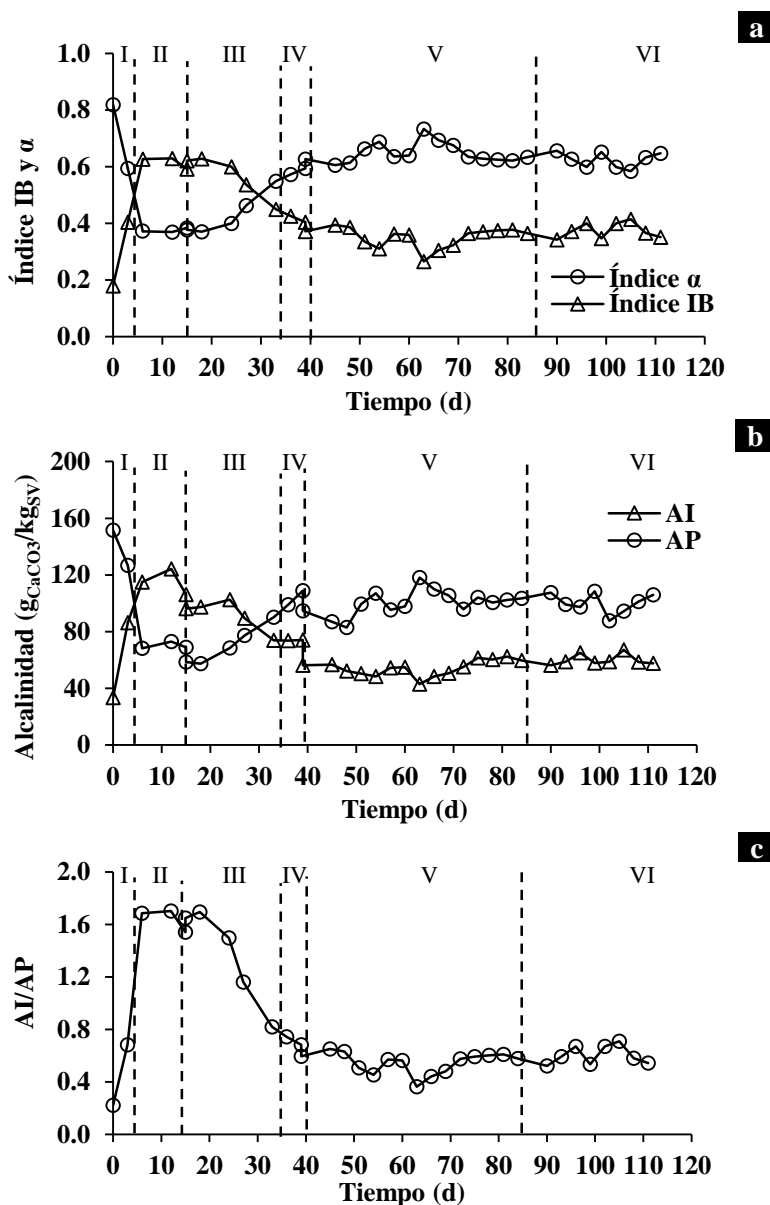


Figura 6.10. Comportamiento de la alcalinidad durante la operación del reactor a 55 °C. a) Índice IB y α , b) alcalinidad, c) relación AI/AP. AP=Alcalinidad bicarbonática; AI= alcalinidad por AGV

En la Figura 6.11 se observan el pH y la concentración de AGV. El pH se mantuvo por encima de 8 para todas las cargas evaluadas y no manifestó ningún cambio significativo cuando el sistema presentó sobrecarga alimenticia y acumulación de AGV. Al igual que en este trabajo, Ghanimeh *et al.* (2012) tenían valores de pH entre 6.8 y 7.7 (promedio=7.4) en su reactor, pero sus concentraciones de AGV alcanzaron un máximo de 8,729 mg_{HAc}/L, lo cual justificaron por la alta alcalinidad de su sistema con un valor promedio de 10,500 mg_{CaCO3}/L. La alcalinidad adecuada puede mantener el pH en un rango estable y solamente cuando toda la alcalinidad del medio no es suficiente para la neutralización de los ácidos volátiles, ocurrirá la caída del pH, lo cual indica que este parámetro no es un buen indicativo de la estabilidad del sistema si no se determina junto con la concentración de AGV (Cecchi *et al.*, 1993).

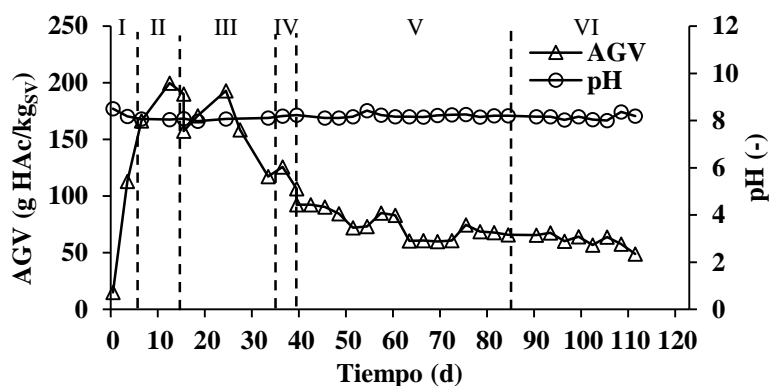


Figura 6.11. Comportamiento del pH y AGV durante la operación del reactor a 55 °C

En este estudio las concentraciones de AGV sobrepasaron los 166 g_{HAc}/kg_{SV} (11,200 mg_{HAc}/L) durante la operación de la primera etapa, lo que implica que la carga orgánica excesiva (3.6 kg_{SV}/m³·d) provocó su acumulación y que no fueron consumidos por las metanogénicas a tiempo provocando la acidificación del reactor. En consecuencia, la alimentación se suspendió durante 9 días, pero el alto contenido de AGV persistió con un aumento notable de 166 a 200 g_{HAc}/kg_{SV}. La dilución en el día 15 provocó una disminución de los AGV a un valor de 157 g_{HAc}/kg_{SV}, pero cuando se retomó la alimentación con la carga de 0.6 kg_{SV}/m³·d sin dilución de la FORSU la concentración volvió a subir hasta un máximo de 193 g_{HAc}/kg_{SV} y empezó a disminuir gradualmente hasta un mínimo de 117 g_{HAc}/kg_{SV} (5,916 mg_{HAc}/L), lo cual está relacionado con el aumento de la alcalinidad bicarbonática.

A pesar de que se presentó una disminución de los AGV en esta etapa, se decidió realizar nuevamente una dilución del contenido del reactor, puesto que se observó una drástica caída en el contenido de metano, lo cual se justificó por las altas concentraciones de amoníaco en el medio. Otra posible causa de este notable cambio pudo ser la acumulación de propionato en el digestor, muy común en sistemas termofílicos, ya que, aunque se observa una disminución en la concentración de AGV totales, esta pudo deberse al consumo de acetato y no de

propionato, siendo este difícil de degradar y generalmente persistente por más tiempo que otros AGV. Lo anterior es consistente con los resultados reportados por Kim *et al.* (2002); sin embargo, esto no se puede asegurar puesto que no se realizaron mediciones de concentraciones individuales de AGV.

Durante la operación con la carga de $0.6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ alimentando con FORSU diluida, las concentraciones de AGV oscilaron entre $92 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$ al día 40 y $66 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($2,681 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$) al día 84, mostrando una clara tendencia a decrecer, terminando en la última carga evaluada ($1.0 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) en un valor de $49 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($1,772 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$).

En el trabajo de Angelidaki *et al.* (2006) se diseñó un sistema de arranque de un reactor bajo el concepto de biomasa activa, que establece que un porcentaje del sustrato alimentado es convertido en biomasa a lo largo del tiempo, de esta forma, la carga diaria se aplica en proporción a la acumulación gradual de la capacidad de degradación microbiana, evitando el riesgo de acumulación de AGV y otros intermediarios. Con esta metodología de arranque se observaron que las concentraciones de AGV disminuyeron constantemente de $5,200$ a $1,300 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$ en 12 días y se mantuvo por debajo de $200 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$ a partir de ese momento hasta finalizar el experimento, utilizando cargas orgánicas desde 0.5 a $4.3 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$. En este mismo trabajo Angelidaki *et al.* (2006), se puso en marcha otro reactor bajo un esquema diferente al expuesto anteriormente, con una carga orgánica constante ($1.6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$), lo cual produjo un fuerte aumento de la concentración de AGV, alcanzando un valor máximo de $6,700 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$ y encontrándose contenidos altos de propionato y butirato, durante el periodo de acidificación.

Si bien no hay consenso sobre los límites inhibitorios de AGV, los digestores termofílicos que tratan FORSU se han operado con éxito a concentraciones tan altas como $3,000 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$ (Angelidaki *et al.*, 2006). Por lo tanto, en el presente trabajo el contenido de AGV se consideró aceptable siempre que el metano promedio en el biogás no cayera por debajo del 60 %. El reactor no presentó indicios de disturbios en las dos últimas cargas evaluadas, lo cual se debe en gran parte a su forma de alimentación, ya que al diluir el sustrato se reducen las concentraciones y la acumulación de inhibidores potenciales.

En la Figura 6.12 se presenta el comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico en el reactor. Según McCarty (1964), una baja concentración de nitrógeno amoniacal entre 50 y $200 \text{ mg}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$ tiene un efecto beneficioso en los procesos anaerobios, puesto que es un elemento esencial para la síntesis de aminoácidos, proteínas y ácidos nucleicos y por lo tanto crítico para el crecimiento bacteriano. Además, su forma no ionizada, es decir, el amoníaco (NH_3), reacciona con el CO_2 para producir bicarbonato de amonio, el cual contribuye a la alcalinidad del sistema y mantiene las condiciones de pH neutro esencial para el crecimiento celular. Sin embargo, existe evidencia bibliográfica que sugiere que la alta concentración de amoníaco, derivada del contenido de nitrógeno de los sustratos,

es la causa de inhibición y la falla repentina del proceso de digestión anaerobia (Jiang *et al.*, 2019).

La fracción relativa de amoniaco en relación con la concentración total de nitrógeno amoniacal está relacionada con el pH y la temperatura de la solución como se muestra en la ecuación 4, por ejemplo, para una solución a pH = 8, solo el 4 % de nitrógeno amoniacal está disponible como amoniaco a 20 °C, mientras que a 55 °C, el 28 % está disponible como amoniaco, razón por la cual los sistemas termofilicos son más propensos a inhibiciones por altas concentraciones de este compuesto.

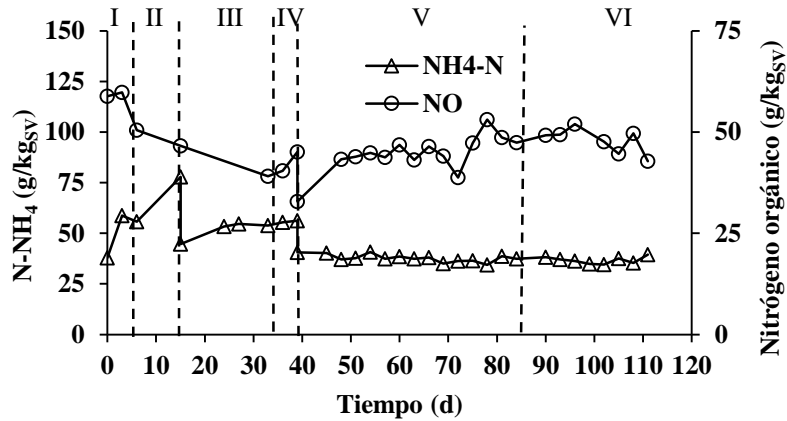


Figura 6.12. Comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico durante la operación del reactor a 55 °C

Los valores obtenidos en el seguimiento del proceso indican que del día 1 al 15 (etapa 1 y 2) hubo un aumento rápido de nitrógeno amoniacal, pasando de 38 a 78 g_{N-NH₄}/kg_{SV} (2,513 a 4,357 mg_{N-NH₄}/L), con una variación en la concentración de amoniaco de 21 a 30 g_{NH₃}/kg_{SV} (1,382 a 1,656 mg_{NH₃}/L). Después de la primera dilución la concentración disminuyó, pero aumentó nuevamente cuando se reanudó la alimentación con la carga orgánica de 0.6 kg_{SV}/m³·d sin dilución de la FORSU, obteniendo concentraciones de nitrógeno amoniacal y amoniaco de 56 g_{N-NH₄}/kg_{SV} (2,743 mg_{N-NH₄}/L) y 21 g_{NH₃}/kg_{SV} (1,042 mg_{NH₃}/L), respectivamente, al día 40 (fin de la etapa 4). De acuerdo con la literatura, dichas concentraciones de amoniaco presentadas en la etapa 1, 2, 3 y 4 son consideradas como inhibitorias para la metanogénesis de FORSU y provocan una reducción repentina de la producción de metano, como se evidenció en la etapa 3 (Jiang *et al.*, 2019).

Debido a las altas concentraciones de amoniaco en el medio se realizó una nueva dilución y se retomó la alimentación con FORSU diluida: no hubo una variación significativa del contenido de nitrógeno amoniacal operando el reactor con una carga orgánica de 0.6 y 1.0 kg_{SV}/m³·d, ya que su concentración estuvo entre 41 y 40 g_{N-NH₄}/kg_{SV} (~1,552 mg_{N-NH₄}/L) y la concentración promedio de amoniaco fue 16 g_{NH₃}/kg_{SV} (~590 mg_{NH₃}/L).

Gallert y Winter (1997) estudiaron la digestión anaerobia de FORSU a temperaturas termofílicas y mesofílicas. Durante el proceso termofílico tuvieron concentraciones

de 1,400 mg/L de amoníaco, mientras que en el proceso mesofílico llegaron a tener hasta 1,000 mg/L. Sin embargo, la producción de metano se redujo en un 50 % a concentraciones de amoníaco de 680 y 220 mg/L a temperatura termofílica y mesofílica, respectivamente.

Por su parte, Climenhaga y Banks (2008) probaron la inhibición del amoníaco en digestores de una sola etapa que trataban desechos de alimentos (una mezcla variada de frutas, verduras, carnes y alimentos fritos), encontrando que el proceso se inhibía cuando las concentraciones de nitrógeno amoniacal y amoníaco se excedían de 5,700 mg/L y 1,000 mg/L, respectivamente, a un pH superior a 7.5.

El nitrógeno orgánico presentó una tendencia a disminuir en las primeras tres etapas debido a su conversión a nitrógeno amoniacal, sin embargo, a partir de la cuarta etapa se observa que empieza a aumentar debido a la disminución de sólidos volátiles en el reactor pero, cuando se grafica en base húmeda, su tendencia es a disminuir.

En la Figura 6.13 se presentan las determinaciones de ST, SV y la relación entre ambos parámetros. Se puede evidenciar que en las etapas sin alimentación (2 y 4) hay una disminución en la concentración de ST y SV, y se observa una tendencia a decrecer a partir del día 40. La relación SV/ST promedio fue de 0.67 durante las etapas 1 y 3, y disminuyó a 0.61 y 0.62 durante las etapas 5 y 6, respectivamente, por lo cual la remoción de SV pasó de 29 % cuando el reactor se encontraba inestable a 45 y 44 % cuando operaba con las cargas de 0.6 y 1.0 $\text{kg}_{\text{sv}}/\text{m}^3\text{d}$ con FORSU diluida, respectivamente.

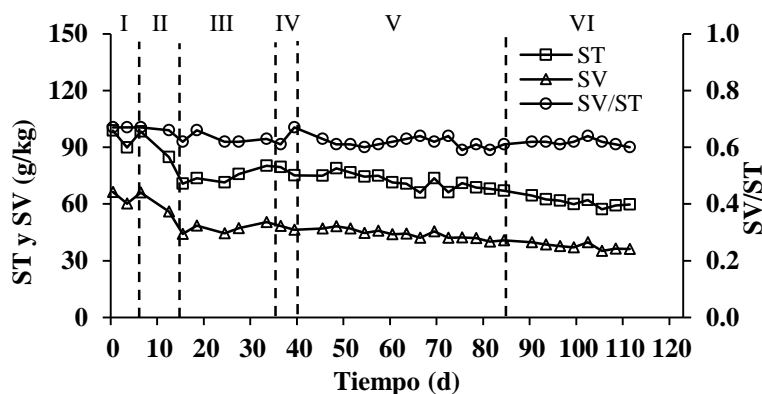


Figura 6.13. Comportamiento de los sólidos totales y volátiles durante la operación del reactor a 55 °C

6.3.2. Reactor a 35°C

El reactor a 35 °C se operó con un aumento gradual de la carga orgánica desde 3.6 a 7.4 $\text{kg}_{\text{sv}}/\text{m}^3\text{d}$. En la Tabla 6.11 se presentan las condiciones de operación del reactor por cada etapa.

Tabla 6.11. Condiciones de operación del reactor a 35 °C

Etapa	Carga Orgánica (kg _{SV} /m ³ ·d)	TRS (d)	FORSU alimentada (g)	SV alimentados (g)	Duración (d)
I	3.6	58	76	15.6	36
II	4.5	45	100	20.6	30
III	5.8	36	125	25.7	24
IV	7.4	28	161	33.2	21

En la Figura 6.14 se presenta la producción específica y concentración de metano durante los 111 días de operación del reactor.

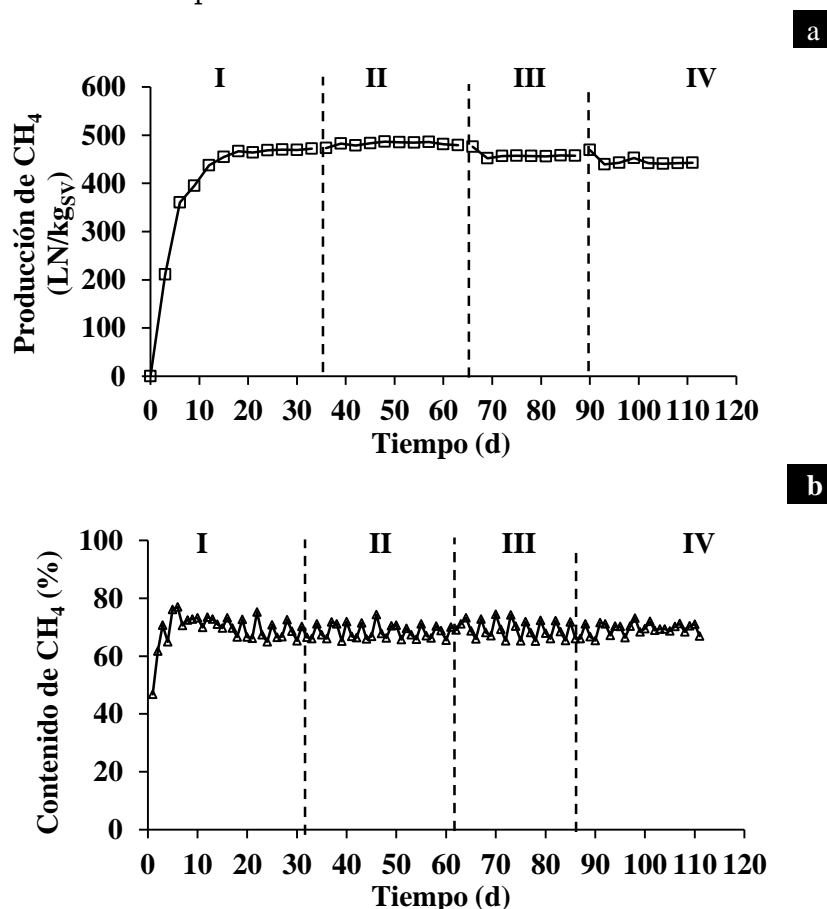


Figura 6.14. Parámetros de estabilidad a 35 °C. a) Producción específica de CH₄, b) contenido de CH₄.

Los resultados se dividen en cuatro etapas correspondientes a las cuatro cargas orgánicas evaluadas. Como se puede observar en la Figura 6.14a, durante la operación del reactor con la carga orgánica de 3.6 kg_{SV}/m³·d (etapa 1), la producción específica de metano aumentó gradualmente hasta alcanzar una etapa estable al día 18; a partir de este día la producción osciló entre valores de 466 y 472 LN_{CH₄}/kg_{SV}, con un promedio de 468 ± 2.8 LN_{CH₄}/kg_{SV}. Al aumentar la carga a 4.5 kg_{SV}/m³·d (etapa 2), la producción aumentó en un 3.0 %, alcanzando un valor promedio de 483 ± 2.9 LN_{CH₄}/kg_{SV}, posteriormente disminuyó a 456 ± 1.9

LN_{CH_4}/kg_{SV} y $443 \pm 4.2 LN_{CH_4}/kg_{SV}$ cuando se operó a una carga de $5.8 kg_{SV}/m^3 \cdot d$ (etapa 3) y $7.4 kg_{SV}/m^3 \cdot d$ (etapa 4), respectivamente: una disminución del 6 y 8 % comparando con la producción operando con la carga de $4.5 kg_{SV}/m^3 \cdot d$.

La concentración más baja de metano se presentó al inicio de la primera carga con un valor de 47 %; sin embargo, incrementó gradualmente hasta un promedio de 69 %. El contenido de metano no mostró cambios significativos debido al aumento de la carga orgánica registrándose un promedio de 69 % para todas las cargas en sus etapas estables.

En la Tabla 6.12 se presentan los valores promedios de producción específica y contenido de metano de las cargas orgánicas evaluadas en el reactor a 35 °C.

Tabla 6.12. Promedio de producción y contenido de metano del reactor a 35°C

Carga orgánica ($kg_{SV}/m^3 \cdot d$)	ST en el reactor (%)	Producción de metano (LN/kg_{SV})	Concentración de metano (%)
3.6	12	468 ± 2.8	69
4.5	12	483 ± 2.9	
5.8	14	456 ± 1.9	
7.4	15	443 ± 4.2	

En la literatura se han reportado estudios sobre la influencia de la carga orgánica sobre la producción de metano, como por ejemplo el trabajo realizado por Nagao *et al.* (2012) quienes evaluaron el efecto de aumentar la carga orgánica de 3.7 a 12.9 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$ en la digestión anaerobia de FORSU bajo condiciones húmedas a semi secas (5 -10 %) en un tanque de agitación continua a temperatura de 37 °C. Las producciones específicas de metano que obtuvieron fueron: 417, 421, 444, 455 y 432 LN/kg_{SV} al final de las fases con cargas orgánicas de 3.7, 5.5, 7.4, 9.2 y 12.9 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$, respectivamente. En el estudio realizado por Ganesh *et al.*, (2014) sobre digestión anaerobia mesofílica utilizando como sustrato residuos de frutas y verduras, obtuvieron un incremento en la producción de metano al incrementar la carga orgánica de 2 a 3.6 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$, pasando de 450 a 470 LN_{CH_4}/kg_{SV} .

Por su parte Liu *et al.* (2018) investigaron la digestión anaerobia mesofílica de FORSU bajo diferentes cargas orgánicas: 1.0, 1.5, 1.75, 2.0, 2.25 y 2.5 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$, logrando un incremento en la producción de metano de 367 a 383 LN_{CH_4}/kg_{SV} cuando las cargas orgánicas eran menores de 2.25 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$ y notando un decrecimiento cuando se alcanzó la carga máxima obteniendo un valor de 232 LN_{CH_4}/kg_{SV} .

Las altas producciones de metano alcanzadas en el presente estudio pueden deberse al empleo de un inóculo aclimatado a digestión semi seca y condiciones mesofílicas. Se puede concluir que la producción específica de metano aumentó al incrementar la carga orgánica; luego comenzó a disminuir cuando la carga orgánica fue superior a $4.5 kg_{SV}/m^3 \cdot d$ y el contenido de sólidos aumento de 12 a 15 %.

Se ha reportado la disminución en la producción de metano al incrementar el contenido de sólidos en los reactores, debido a la disminución en la transferencia de masa en el digestato, lo cual reduce la actividad metanogénica (Nagao *et al.*, 2012). Veeken y Hamelers (1999) reportan que a menores contenidos de humedad se produce una mayor limitación de la velocidad de hidrólisis y una disminución en la producción de ácidos en la fase líquida, lo que resulta en una acidificación más lenta y un tratamiento estable con bajo rendimiento de metano.

En la Tabla 6.13 se muestra la eficiencia del reactor para las diferentes cargas evaluadas. Únicamente al pasar de la carga de 3.6 a 4.5 kg_{SV}/m³·d se incrementó la eficiencia, después con cada aumento de carga orgánica la eficiencia fue disminuyendo de 76 a 74 % para las cargas de 5.8 y 7.4 kg_{SV}/m³·d. Sin embargo, la eficiencia solo se redujo en un 7 % al aumentar la carga en un 108 %, es decir, que es posible llevar a cabo el proceso de digestión con tiempos de retención de sólidos más cortos con buenos resultados.

Al igual que en el presente estudio, en su trabajo sobre digestión seca de FORSU, Campuzano (2015) muestra un ligero incremento en la eficiencia del reactor de 77.7 a 78.4 % cuando pasó de una carga de 5.6 a 6.3 kg_{SV}/m³·d; al aumentar la carga orgánica a 7.5 kg_{SV}/m³·d, la eficiencia disminuyó hasta 69.3 %.

Tabla 6.13. Eficiencia de producción de metano en reactor a 35°C

Carga orgánica (kg_{SV}/m³·d)	Producción de CH₄ teórico (LN/kg_{SV})	Producción de CH₄ experimental (LN/kg_{SV})	Eficiencia (%)
3.6		468 ± 2.8	78
4.5	598.5	483 ± 2.9	81
5.8		456 ± 1.9	76
7.4		443 ± 4.2	74

En la Figura 6.15 se presenta el comportamiento de la alcalinidad durante los 111 días de operación del reactor. En la Figura 6.15a se muestran los índices IB y α , los cuales siempre se mantuvieron dentro de los límites recomendados, con valores cercanos a 0.3 para IB y cercanos a 0.7 para α , evidenciando la estabilidad del reactor durante los 111 días de operación. Particularmente, al finalizar la operación con la primera carga se registró el valor más alto de 0.85 para el índice α y, posteriormente, este índice permaneció constante durante la operación con la carga de 4.5 kg_{SV}/m³·d, y empezó a disminuir cuando se aumentó la carga, presentándose el valor más bajo de 0.67 durante la operación de la carga más alta.

La alcalinidad total inicialmente fue alta 197 g_{CaCO3}/kg_{SV} (12,333 mg_{CaCO3}/L), con una alcalinidad bicarbonática (AP) e intermedia (IB) de 161 y 36 g_{CaCO3}/kg_{SV}, respectivamente (Figura 6.15b). La alcalinidad intermedia nunca superó a la alcalinidad parcial; sin embargo, esta última mostró una tendencia decreciente con cargas crecientes, pero la alcalinidad por AGV se mantuvo estable durante todo el ensayo. Al finalizar el experimento se contaba con una alcalinidad total de 87 g_{CaCO3}/kg_{SV} (8,020 mg_{CaCO3}/L), valor que se encuentra dentro del rango

recomendable por la literatura para optimizar el rendimiento de metano. De acuerdo con Campuzano, (2015), Liu *et al.*, (2018) y Bi *et al.*, (2020), cuando incrementa la carga orgánica en la digestión de FORSU, decrece la alcalinidad total del medio.

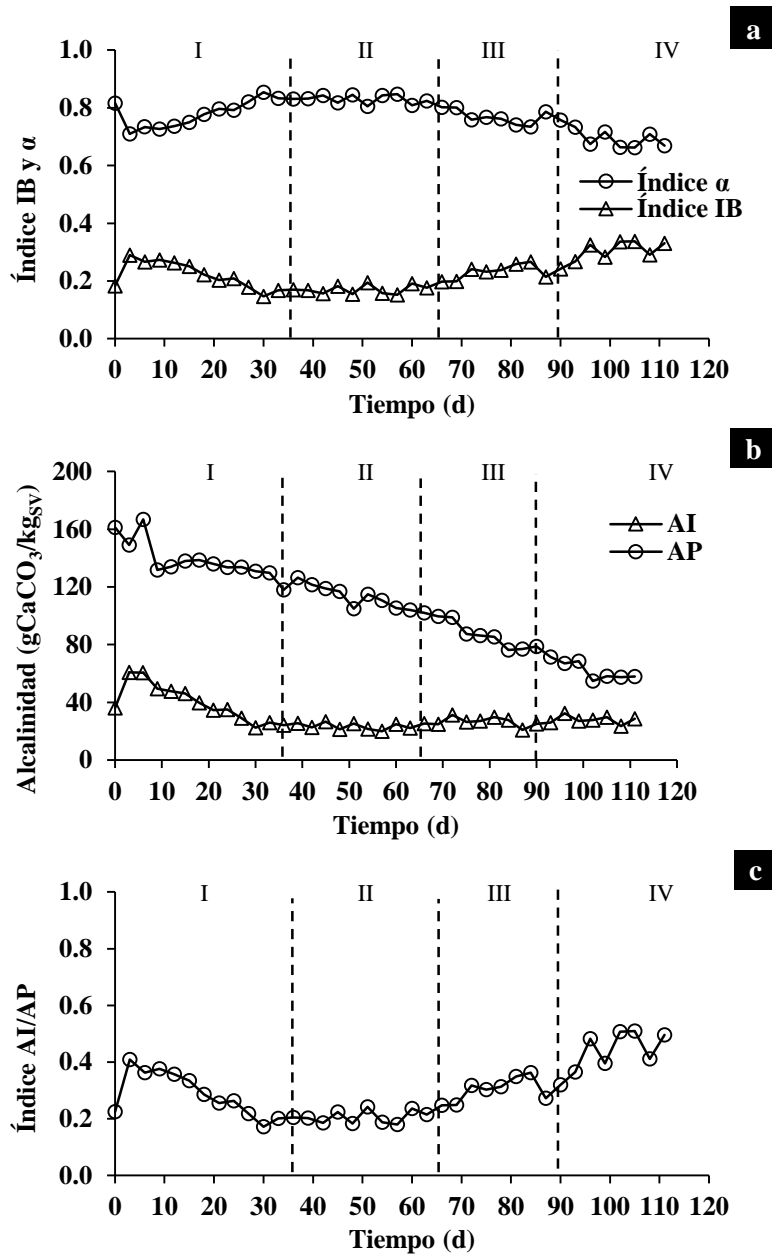


Figura 6.15. Comportamiento de la alcalinidad durante la operación del reactor a 35 °C. a) índice IB y σ , b) alcalinidad, c) relación AI/AP. AP=Alcalinidad bicarbonática; AI= alcalinidad por AGV

La relación entre ambas alcalinidades se puede observar en la Figura 6.15c. Al inicio de la operación con la primera carga se presentó un valor máximo de 0.41, el cual fue disminuyendo gradualmente hasta 0.25 al finalizar la etapa 2. A pesar de que la alcalinidad parcial iba disminuyendo, al no aumentar de forma relevante la alcalinidad por AGV, la relación AI/AP no se vio afectada en las dos primeras

etapas. A partir de la etapa 3, el índice fue aumentando hasta un valor máximo de 0.50 al finalizar la etapa 4. Aunque en estas dos últimas etapas la relación AI/AP no se mantuvo dentro del rango recomendable para un correcto funcionamiento (<0.30), no se evidenció acidificación del medio, ya que la concentración de AGV se mantuvo constante.

En la Figura 6.16 se observan el pH y la concentración de AGV. El pH se mantuvo estable durante todas las cargas orgánicas, mostrando solo una ligera disminución de 8.6 a 8.2 al inicio del proceso, en general se mantuvo siempre por encima de 8.0. Ha sido reportado que una adecuada alcalinidad proporciona un tampón fuerte que mantiene el pH casi constante (Bi *et al.*, 2020).

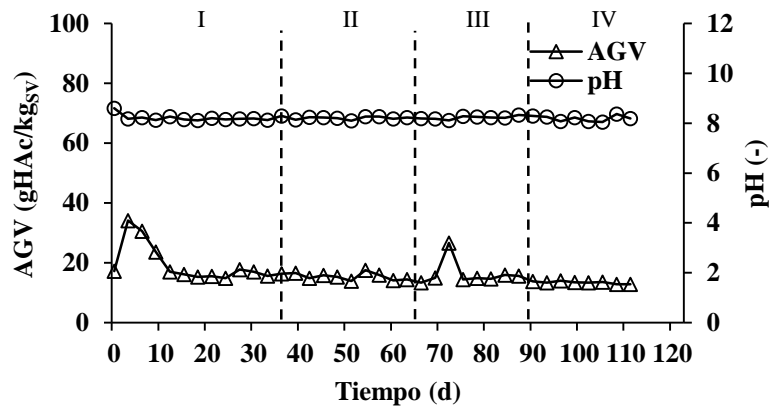


Figura 6.16. Comportamiento del pH y AGV durante la operación del reactor a 35 °C

La generación de AGV aumentó de manera súbita del día 1 al día 3 hasta un valor de 34 g_{HAc}/kg_{SV} (2,123 mg_{HAc}/L) pero a partir de ese día empezó a disminuir de manera gradual alcanzando un valor de 16 g_{HAc}/kg_{SV} (1,256 mg_{HAc}/L) al finalizar la operación con la carga de 3.6 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$. Al aumentar la carga a 4.5 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$ no se evidenció ningún cambio significativo en la concentración de AGV, manteniendo un promedio de 15 g_{HAc}/kg_{SV} (1,203 mg_{HAc}/L) durante esta carga. Pero al aumentar la carga hasta 5.8 $kg_{SV}/m^3 \cdot d$, la concentración de AGV aumentó rápidamente hasta un valor máximo de 27 g_{HAc}/kg_{SV} (2,241 mg_{HAc}/L); sin embargo, la actividad de los metanógenos se mejoró gradualmente para convertir los AGV en metano de manera eficiente, y la concentración de AGV disminuyó a 13 g_{HAc}/kg_{SV} (1,228 mg_{HAc}/L) al finalizar el experimento. Estos valores de AGV indican una operación estable y un proceso adecuado de aclimatación del inóculo.

En la Figura 6.17 se muestra el comportamiento del nitrógeno amoniacal en el reactor. El valor máximo de nitrógeno amoniacal se determinó durante la etapa 1 con una concentración de 51 g_{N-NH_4}/kg_{SV} (2,715 mg_{N-NH_4}/L) que convertido a amoníaco da un valor de 16 g_{NH_3}/kg_{SV} (842 mg_{NH_3}/L), cuya concentración se encuentra por debajo de la reportada como inhibitorio para digestión anaerobia de FORSU (Jiang *et al.*, 2019). En general, la concentración de nitrógeno amoniacal presentó una tendencia decreciente a partir del día 9, terminando la operación con

la carga más alta en un valor de $12 \text{ g}_{\text{N-NH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($1,106 \text{ mg}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$). Esta tendencia también fue reportada por Campuzano (2015), quien observó una disminución del nitrógeno amoniacal a medida que incrementaba la carga orgánica, alcanzando valores máximos de $3,000 \text{ mg}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$ al arranque del reactor y terminando durante la operación con la carga más alta con valores entre $1,000$ y $1,500 \text{ mg}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$.

En el estudio realizado por Aslanzadeh *et al.* (2014), la concentración de nitrógeno amoniacal mostró una tendencia decreciente con el aumento de la carga orgánica, disminuyendo de 885 a $200 \text{ mg}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$ cuando se incrementó la carga orgánica de 2 a $4 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$; los autores se lo atribuyeron al lavado de los microorganismos con una carga orgánica más alta y un TRS más corto, reduciendo en el reactor la capacidad de degradar completamente el material particulado.

En la gráfica el nitrógeno orgánico se muestra estable durante todo el experimento, lo cual se debe a que a medida que se incrementaba la carga orgánica este parámetro iba aumentando y al dividirlo por los sólidos volátiles (medidos en cada toma de muestra) que también presentaron un incremento, da como resultado una tendencia estable.

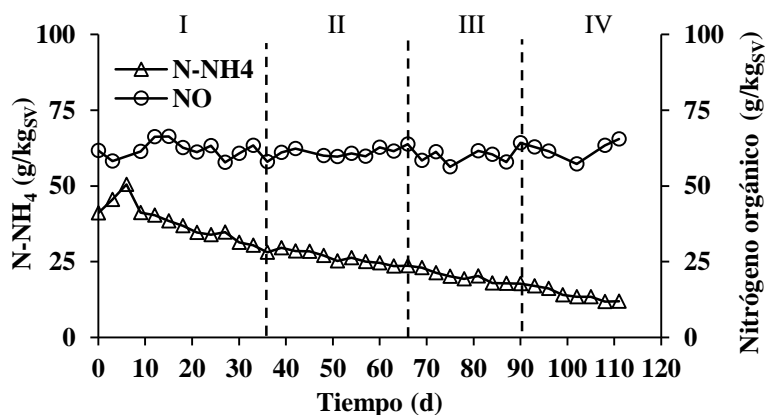


Figura 6.17. Comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico durante la operación del reactor a $35 \text{ }^\circ\text{C}$.

En la Figura 6.18 se presentan las determinaciones de ST, SV y la relación entre ambos. Debido al incremento de las cargas orgánicas, los ST y SV incrementaron a lo largo del tiempo. La relación SV/ST permaneció constante durante las dos primeras etapas en un valor promedio de 0.66 , mientras que disminuyó a 0.64 durante la etapa 3 y 4, lo que se traduce en una mayor remoción de materia orgánica en las últimas etapas. Las reducciones de SV fueron de 32% en las etapas 1 y 2, y de 40% en las etapas 3 y 4. Los valores obtenidos fueron más bajos que los reportados por otros autores con una remoción entre el 40 y 70% (Mata-álvarez, 2003).

Por otro lado, no se observa relación entre la producción de metano y la remoción de SV. En el estudio realizado por Aslanzadeh *et al.* (2014) se obtuvieron reducciones de SV altas y estables a pesar de la producción de metano se redujera

de 333 LNCH₄/kg_{SV} a 240 LNCH₄/kg_{SV} cuando se aumentó la carga orgánica de 2.0 a 3.0 kg_{SV}/m³·d.

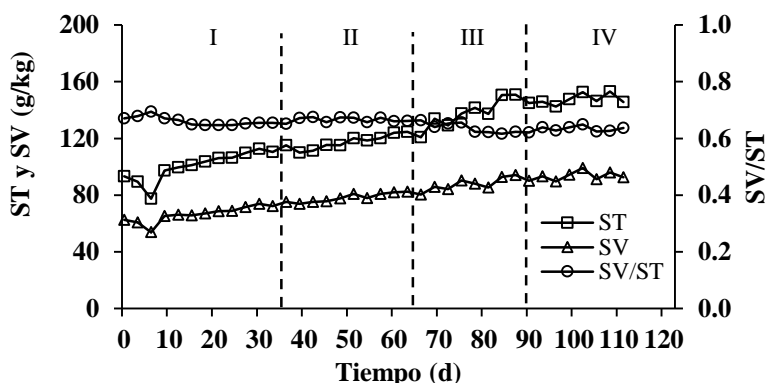


Figura 6.18. Comportamiento de los sólidos totales y volátiles durante la operación del reactor a 35 °C

6.3.3. Reactor a 20 °C

El reactor fue operado inicialmente con alimentación cada tres días con una carga orgánica de 3.6 kg_{SV}/m³·d, durante la cual se evidenciaron condiciones de inestabilidad del sistema, lo que obligó a suspender la alimentación durante 15 días. Al día 20 se reanudó la alimentación con una carga orgánica de 1.2 kg_{SV}/m³·d y se procedió a incrementar gradualmente la carga hasta 3.0 kg_{SV}/m³·d realizando la alimentación diariamente.

En la Tabla 6.14 se presentan las condiciones de operación del reactor por cada etapa. El volumen del reactor fue de 2.0 L, con un volumen útil inicial de 1.5 L, el cual se redujo al cambiar de carga debido a que al finalizar cada una de estas se extraía 100 g de digestato para ser caracterizado.

Tabla 6.14. Condiciones de operación del reactor a 20 °C

Etapa	Carga Orgánica (kg_{SV}/m³·d)	TRS (d)	FORSU alimentada (g)	SV alimentados (g)	Volumen útil (L)	Duración (d)
I	3.6	58	26	5.4	1.5	6
II	Sin alimentación					15
III	1.2	163	8	1.6	1.4	51
IV	2.0	102	12	2.5	1.3	22
V	3.0	68	18	3.7	1.2	17

En la Figura 6.19 se presenta la producción específica y el contenido de metano durante los 111 días de operación del reactor.

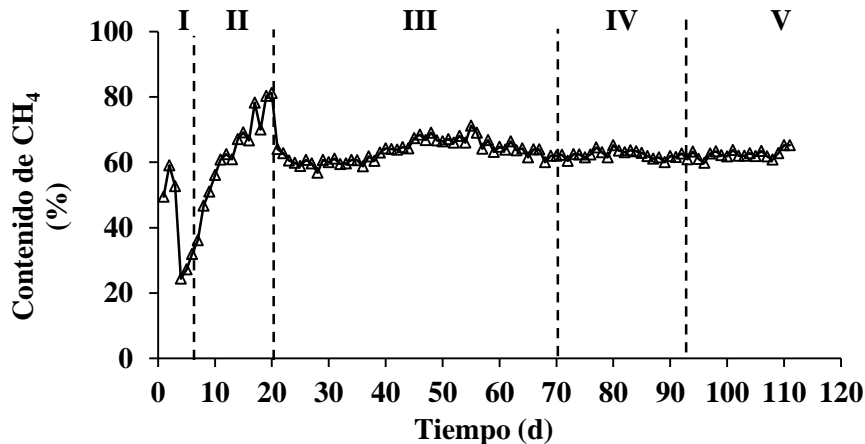
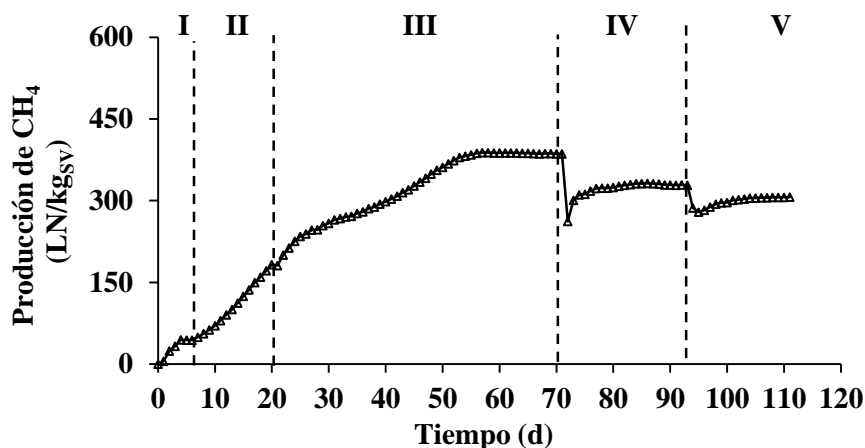


Figura 6.19. Parámetros de estabilidad a 20 °C.) Producción específica de CH_4 , b) contenido de CH_4 .

Como se puede observar en la figura 6.19a, durante la operación del reactor con la carga orgánica de $3.6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ (etapa 1), la producción específica de metano osciló entre valores de $5 \text{ LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ al día 1 y $44 \text{ LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ al día 6. Debido a valores tan bajos de producción específica y contenido de metano, además de que se observaron indicios de acidificación mediante la determinación de los índices α , IB y la concentración de AGV, se suspendió la alimentación durante 15 días (etapa 2). La inestabilidad observada en la primera etapa se atribuye a una sobrecarga orgánica además de no contar con un inóculo adaptado a la temperatura. En la literatura se ha reportado la puesta en marcha de reactores a temperaturas menores de $35 \text{ }^\circ\text{C}$ con inóculos mesofílicos, pero se requieren usar cargas orgánicas bajas y TRS prolongados, aproximadamente el doble de la digestión mesofílica, debido a la menor tasa de crecimiento de las bacterias anaerobias a baja temperatura. En general, el inicio de la digestión anaerobia psicrófila requiere mucho tiempo para permitir la retención de suficiente biomasa microbiana de crecimiento lento (Kashyap *et al.*, 2003).

Al día 20 se reanudó la alimentación con una carga orgánica de 1.2 kg_{SV}/m³·d (etapa 3) y se observó un aumento gradual de la producción de metano hasta alcanzar una fase estable al día 58, a partir de este día la producción osciló entre valores de 388 y 386 LN_{CH₄}/kg_{SV}, con un promedio de 387 ± 0.6 LN_{CH₄}/kg_{SV}. Al aumentar la carga a 2.0 kg_{SV}/m³·d (etapa 4), la producción disminuyó en un 15 % alcanzando un valor promedio de 330 ± 1.4 LN_{CH₄}/kg_{SV} y continuó decreciendo hasta 306 ± 0.6 LN_{CH₄}/kg_{SV} cuando se operó a una carga de 3.0 kg_{SV}/m³·d (etapa 5), significando una disminución del 21 % con respecto a la producción bajo la carga de 1.2 kg_{SV}/m³·d.

El porcentaje más bajo de metano se presentó al inicio de la primera carga con un valor de 24 %, pero a partir del día 6 empezó a incrementar hasta un valor máximo de 81 % al finalizar la etapa 2. Posteriormente, cuando se reanudó la alimentación con una carga orgánica más baja hubo una disminución hasta 61 %; sin embargo no presentó variaciones significativas por el aumento de la carga orgánica, manteniendo un promedio de 63 % para todas las cargas en sus fases estables. El alto contenido de metano sugiere que la población metanogénica en el reactor estaba bien desarrollada.

Existe información limitada sobre la digestión anaerobia de FORSU a temperaturas inferiores a 35 °C, por lo cual la comparación con los resultados obtenidos es difícil, sin embargo, estudios como el realizado por Rajagopal *et al.* (2016) investigaron la codigestión anaerobia de residuos de alimentos y estiércol de vaca en reactores de secuenciación por lotes a temperatura de 20 °C utilizando un inóculo aclimatado al tratamiento de estiércol de vaca en condiciones psicrófilas. Durante la operación del reactor se evaluaron las siguientes cargas orgánicas: 1.4, 1.8, 2.2, 2.9 y 4.2 kg_{SV}/m³·d obteniendo producciones de metano de 412 ± 0.05 LN_{CH₄}/kg_{SV} para cargas entre (1.4 y 1.8 kg_{SV}/m³·d), 457 ± 0.03 LN_{CH₄}/kg_{SV}, 418 ± 0.01 LN_{CH₄}/kg_{SV} y 401 ± 0.01 LN_{CH₄}/kg_{SV} para las cargas de 2.2, 2.9 y 4.2 kg_{SV}/m³·d, respectivamente. Las altas producciones de metano incluso a mayores cargas se atribuyeron al uso de un inóculo aclimatado a la baja temperatura.

Bouallagui *et al.* (2004) llevaron a cabo la digestión de residuos de frutas y verduras a una temperatura de 20°C y utilizando un inóculo mesofílico adaptado al sustrato, se evaluaron cargas entre 1.7 a 4.35 kg_{SV}/m³·d variando la concentración del sustrato y teniendo un TRS de 20 días. La producción específica de metano con una carga de 1.7 y 2.6 kg_{SV}/m³·d fueron 224 y 350 LN_{CH₄}/kg_{SV}, mientras que para las cargas superiores a 2.6 kg_{SV}/m³·d la producción se detuvo por completo debido a la inhibición de las bacterias metanogénicas, especialmente por el aumento de AGV y disminución del pH.

En la Tabla 6.15 se presentan los valores promedios de producción específica y contenido de metano de las cargas orgánicas en las cuales se consiguieron condiciones estables (etapa 3, 4 y 5).

Tabla 6.15. Promedio de producción y contenido de metano del reactor a 20 °C

Carga orgánica (kg_{sv}/m³·d)	ST en el reactor (%)	Producción de metano (LN/kg_{sv})	Contenido de metano (%)
1.2	11	387 ± 0.6	63%
2.0	13	330 ± 1.4	
3.0	14	306 ± 0.6	

En la Tabla 6.16 se muestra la eficiencia del reactor para las diferentes cargas en las que se lograron condiciones de estabilidad. Se evidencia una disminución de la eficiencia del 14 % al aumentar la carga en un 150 %.

Tabla 6.16. Eficiencia de producción de metano en reactor a 20 °C

Carga orgánica (kg_{sv}/m³·d)	Producción de CH₄ teórico (LN/kg_{sv})	Producción de CH₄ experimental (LN/kg_{sv})	Eficiencia (%)
1.2	598.5	387 ± 0.6	65
2.0		330 ± 1.4	55
3.0		306 ± 0.6	51

En la Figura 6.20 se presentan los parámetros monitoreados para el control del proceso durante los 111 días de operación del reactor. En la Figura 6.20a se observan los índices IB y α , en donde se puede evidenciar la inestabilidad del proceso, determinado por la disminución e incremento súbito del índice α y el índice IB hasta un valor de 0.54 y 0.46, respectivamente, durante la primera carga orgánica.

En el periodo sin alimentación el índice α aumentó ligeramente hasta un valor de 0.6 al finalizar la etapa 2. Durante la operación con carga orgánica de 1.2 kg_{sv}/m³·d este índice osciló entre valores de 0.83 y 0.74, mientras que el índice IB estuvo entre 0.41 y 0.17, encontrándose ambos dentro de los límites recomendables. Cuando la carga aumentó a 2.0 kg_{sv}/m³·d el índice IB y α mostraron una tendencia creciente y decreciente, respectivamente, alcanzando valores de 0.38 y 0.62 al finalizar la etapa 4. Con un aumento adicional de la carga los índices se igualaron con un valor de 0.5 al día 111.

La alcalinidad total inicialmente fue alta 184 g_{CaCO3}/kg_{sv} (12,068 mg/L), con una alcalinidad bicarbonática (AP) e intermedia (IB) de 151 y 33 g_{CaCO3}/kg_{sv}, respectivamente (Figura 6.20b). Al arranque del reactor hubo una disminución súbita de la alcalinidad bicarbonática y un aumento de la alcalinidad intermedia, pero una vez suspendida la alimentación la primera empezó a subir gradualmente. Durante las etapas 3, 4 y 5 la alcalinidad bicarbonática presentó una tendencia decreciente, mientras que la alcalinidad intermedia se mantuvo estable durante la etapa 3 pero comenzó a incrementar a partir de la etapa 4 debido al aumento de la concentración de AGV; a pesar de lo anterior, en ninguna carga orgánica la alcalinidad intermedia fue superior a la alcalinidad bicarbonática y ambas terminaron en un valor de 47 g_{CaCO3}/kg_{sv} (4,225 mg_{CaCO3}/L).

La relación entre ambas alcalinidades se puede observar en la Figura 6.20c. Durante la etapa 1 se presentó un valor máximo de 0.84 y comenzó a disminuir durante la etapa 2 hasta alcanzar condiciones estables en la etapa 3 con un valor promedio de 0.28. Al aumentar la carga orgánica a 2.0 (etapa 4), la relación AI/AP mostró una tendencia ascendente, incluso llegando a superar el valor máximo de la primera etapa con valor de 1.0 al finalizar el experimento.

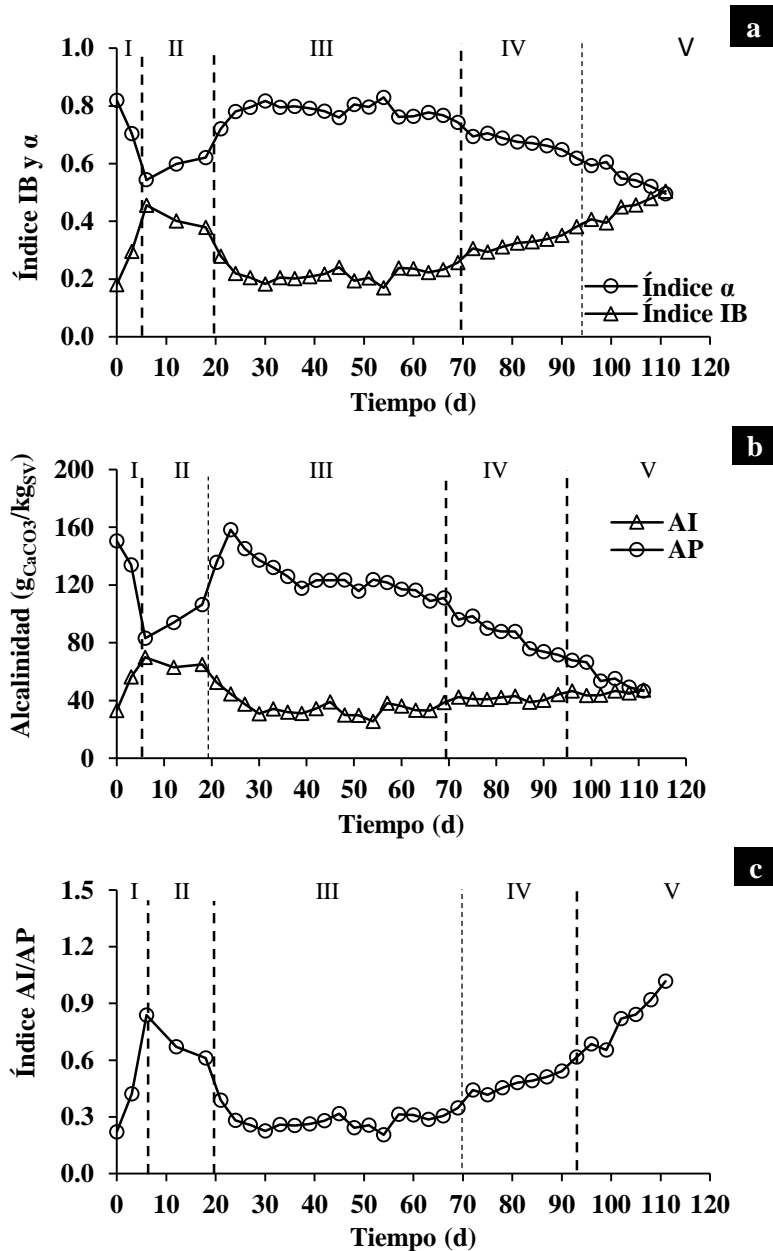


Figura 6.20. Comportamiento de la alcalinidad durante la operación del reactor a 20 °C. a) Índice IB y α , b) alcalinidad, c) relación AI/AP. AP=Alcalinidad bicarbonática; AI= alcalinidad por AGV

En la Figura 6.21 se observan el pH y la concentración de AGV. El pH se mantuvo estable durante todas las cargas orgánicas, mostrando solo una disminución de

8.6 a 7.7 durante la carga de $3.6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ y de 8.1 a 7.8 durante la carga de $3.0 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$, en general permaneció siempre cercano a 8.0, lo cual se debe a la alta alcalinidad durante todo el experimento que evito la caída del pH incluso a altas concentraciones de AGV. Lo anterior también fue reportado por Climenhaga y Banks (2008) quienes observaron una producción estable de metano con un TRS de 180 días a pesar de que los AGV se acumularon a un nivel superior a $15,000 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$ y tampoco observaron una disminución del pH cuando la concentración de AGV alcanzó el valor máximo.

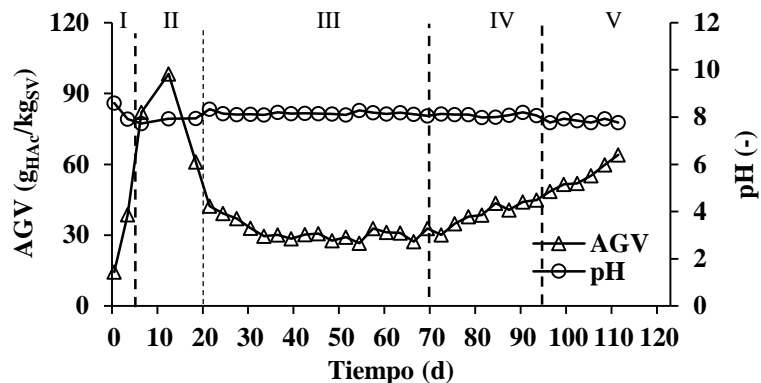


Figura 6.21. Comportamiento del pH y AGV durante la operación del reactor a $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$

Las concentraciones de AGV sobrepasaron los $82 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($5,855 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$) durante la operación de la primera etapa, lo que implica que la carga orgánica elevada ($3.6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) provocó la acumulación de AGV, que no fueron consumidos por las metanogénicas a tiempo, provocando la acidificación del reactor. En consecuencia, la alimentación se suspendió y, a partir del día 12, se evidenció una disminución sostenida hasta finalizar la etapa 2. Cuando se reanudó la alimentación con una carga orgánica de $1.2 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$, la concentración de AGV se mantuvo estable oscilando entre valores de 42 y $33 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$. A partir de la etapa 4 se evidenció una tendencia creciente alcanzando un valor máximo de $64 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($5,724 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$). No obstante, no se observó una disminución en el contenido de metano; esto fue explicado por Angelidaki *et al.*, (1993) en su estudio, quienes informaron que, mientras la acumulación de AGV esté dentro de la tolerancia del sistema, la estabilidad no se verá comprometida. En el trabajo realizado por Nagao *et al.* (2012) la producción de biogás se inhibió por completo solo cuando la concentración de AGV alcanzó un valor de $8,149 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$.

A pesar de que no se evidenció un cambio significativo en el contenido de metano a concentraciones altas de AGV, el resto de índices se encontraban fuera de lo recomendable por la literatura, lo que indica que el proceso tendía a convertirse en inestable y por consiguiente fallar súbitamente. La acumulación de AGV se debe a que con el aumento de la carga orgánica hay una disminución del TRS y, si este es insuficiente, la biomasa que sale del reactor por unidad de tiempo aumenta, lo que resulta en una disminución del contenido microbiano y una menor tasa de

conversión de AGV a metano, sumado a una mayor carga orgánica y una menor tasa de crecimiento de los metanógenos a bajas temperaturas (Bi *et al.* 2020).

En la Figura 6.22 se muestra el comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico en el reactor. El valor máximo de nitrógeno amoniacal se determinó durante la etapa 1 con una concentración de $44 \text{ g}_{\text{N-NH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($2,832 \text{ mg}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$), el cual, convertido a amoniaco, da un valor de $6 \text{ g}_{\text{NH}_3}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($396 \text{ mg}_{\text{NH}_3}/\text{L}$), cuya concentración se encuentra por abajo de la reportado como inhibitorio para digestión anaerobia de FORSU (Jiang *et al.*, 2019). En general, la concentración de nitrógeno amoniacal presentó una tendencia decreciente a partir del día 20, terminando la operación con la carga más alta en un valor de $14 \text{ g}_{\text{N-NH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($1,288 \text{ mg}_{\text{N-NH}_4}/\text{L}$).

En la Figura 6.22 el nitrógeno orgánico se muestra estable durante todo el experimento, lo cual se debe a que, a medida que se incrementaba la carga orgánica, este parámetro iba aumentando y, al dividirlo por los sólidos volátiles que también presentaron un incremento, da como resultado una tendencia estable.

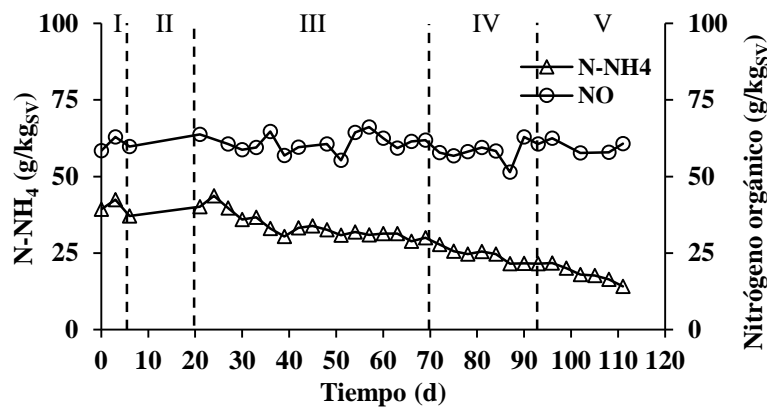


Figura 6.22. Comportamiento del nitrógeno amoniacal y orgánico durante la operación del reactor a 20 °C.

En la Figura 6.23 se presentan las determinaciones de ST, SV y la relación entre ambos. Debido al incremento de las cargas orgánicas, los ST y SV incrementaron a lo largo del tiempo en un 30 % con el aumento de la carga orgánica de 1.2 a 3.0 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}_3\cdot\text{d}$. La relación SV/ST disminuyó de 0.67 a 0.64 cuando se pasó de 3.6 a 1.2 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}_3\cdot\text{d}$, pero mostró una tendencia creciente con aumentos adicionales de carga orgánica, alcanzando valores de 0.65 y 0.66 durante la operación con cargas orgánicas de 2.0 y 3.0 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}_3\cdot\text{d}$. Por lo tanto, las reducciones de SV fueron de 27, 37, 35 y 33 % en las etapas 1, 3, 4 y 5, respectivamente.

Cecchi *et al.* (1991) informaron que la reducción de SV disminuye con el aumento de la carga orgánica en la digestión anaerobia semi seca, obteniendo reducciones de SV de 48, 43, 34, 31 y 37 % a cargas orgánicas de 5.9, 6.9, 9.2, 10.7 y 13.5 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}_3\cdot\text{d}$.

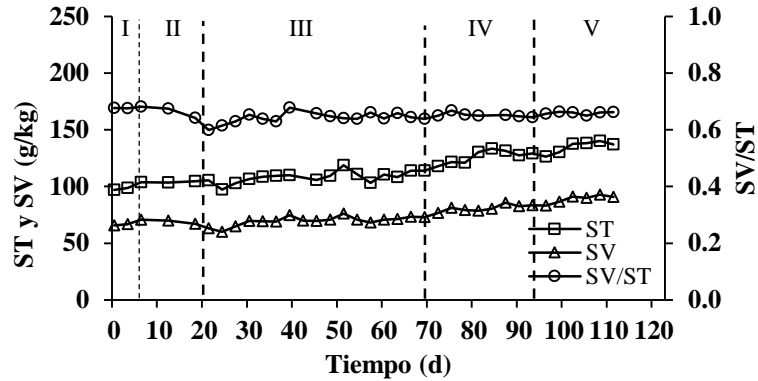


Figura 6.23. Comportamiento de los sólidos totales y volátiles durante la operación del reactor a 20 °C

6.4. FASE 4: caracterización fisicoquímica y biológica de digestatos

La calidad de los digestatos, estimada por varios indicadores, es un factor determinante para establecer su uso potencial directamente en el suelo, ya sea como mejorador de suelos o fertilizante.

En Tabla 6.17 se presentan las características fisicoquímicas y biológicas de los digestatos obtenidos a diferentes cargas orgánicas en cada temperatura, teniendo en cuenta que solo se caracterizaron los digestatos que se lograron bajo condiciones de estabilidad.

Todos los digestatos fueron ligeramente alcalinos ($\text{pH} = 7.8 - 8.3$), lo cual es típico de digestatos de FORSU (Teglia *et al.*, 2011a). El uso de digestatos con pH neutro es recomendado en la agricultura, ya que digestatos alcalinos podrían aumentar la volatilización de N-NH_4 del suelo y uno ácido puede incrementar la solubilidad de metales pesados en este (Nkoa, 2014). Dado que en las normas internacionales sobre digestato no se exige un valor de pH, se puede tomar como referencia las normas enfocadas en la calidad de la composta, las cuales establecen que esta debe tener un valor de pH dentro del rango de 6.0 a 8.5 para garantizar la compatibilidad con la mayoría de las plantas (Lasaridi *et al.* 2006). Dicha comparación entre composta y digestato se puede realizar, ya que se consideran materia orgánica degradada, estabilizada y con la finalidad de ser aprovechada para mejorar el suelo de cultivo.

Tabla 6.17. Características fisicoquímicas y biológicas de digestatos a diferentes cargas orgánicas

T (°C)	CO (kg _{sv} /m ³ ·d)	H (%)	pH	NO (g/kg _{ST})	N-NH₄ (g/kg _{ST})	NK(g/kg_{ST})	N-NH₄ (%)	P-PO₄ (g/kg _{ST})	K^a (g/kg _{ST})	COT (g/kg _{ST})	MO (%)	C/N	AGV (g _{HAc} /kg)	PBR (LN/kg _{sv})
55	0.6	92	8.2	29 ± 0.3	23 ± 0.2	51 ± 0.5	44	2.5 ± 0.02	98.5	314 ± 4.4	61	6	2.7 ± 0.02	99 ± 2.7
	1.0	94	8.2	26 ± 0.4	24 ± 0.1	50 ± 0.5	48	2.4 ± 0.03	96.6	260 ± 2.0	62	5	1.8 ± 0.2	87 ± 8.0
35	3.6	88	8.3	38 ± 1.6	18 ± 0.04	57 ± 1.6	32	1.7 ± 0.01	57.5	290 ± 4.1	66	5	1.3 ± 0.1	126 ± 5.6
	4.5	88	8.2	42 ± 0.4	16 ± 0.0	58 ± 0.4	27	1.7 ± 0.03	67.5	289 ± 4.5	66	5	1.1 ± 0.0	118 ± 7.5
	5.8	86	8.3	39 ± 0.5	11 ± 0.2	50 ± 0.3	22	1.8 ± 0.02	71.4	284 ± 1.0	64	6	1.2 ± 0.0	114 ± 4.4
	7.4	85	8.2	42 ± 0.03	8 ± 0.1	49 ± 0.2	15	2.0 ± 0.02	87.5	272 ± 2.6	64	6	1.2 ± 0.1	98 ± 9.3
20	1.2	89	8.1	40 ± 0.4	19 ± 0.6	59 ± 0.2	33	1.6 ± 0.03	39.5	202 ± 2.1	64	3	2.4 ± 0.2	121 ± 9.4
	2.0	87	8.1	39 ± 0.1	14 ± 0.3	53 ± 0.4	26	1.7 ± 0.01	37.1	226 ± 3.5	65	4	3.7 ± 0.03	151 ± 8.5
	3.0	86	7.8	39 ± 0.3	9 ± 0.1	49 ± 0.5	19	1.9 ± 0.01	55.2	316 ± 1.8	66	6	5.7 ± 0.2	171 ± 2.4

CO: Carga orgánica, H: humedad, NO: nitrógeno orgánico, NK: nitrógeno Kjeldahl, ^a medido en una muestra, Corg/N_T, PBR: potencial de biogás residual.

El contenido de materia orgánica en los digestatos fue mayor a 60 % en las tres temperaturas y cumple con las especificaciones sobre mejoradores de suelos de la normatividad alemana, que exige un mínimo de 30 % (RAL GZ 245, 2016). Sin embargo, presentan una alta humedad comparada con lo exigido por la Unión Europea (humedad < 60 % del peso fresco), lo cual restringe su uso, ya que una alta humedad puede traer problemas como olores, mayores costos de transporte y dificultades para almacenar y distribuir el producto (Comisión Europea, 2016). En las temperaturas de 35 y 20 °C una carga orgánica más alta implica un menor contenido de humedad y, por el contrario, a 55 °C aumenta la humedad con el incremento de la carga debido a la dilución del sustrato a 8 % de ST.

De acuerdo con lo anterior, es evidente la necesidad de realizar un acondicionamiento posterior a los digestatos si se desean utilizar como mejoradores de suelo. El procesamiento del digestato implica la aplicación de diferentes tecnologías que permitan la separación sólido-líquido, en la cual se tendrán dos productos: un digestato líquido de baja materia seca y uno sólido de alta materia seca (fibra o lodo). Una variedad de tecnologías está disponible en el mercado, entre ellas, centrifugas, filtros banda, filtros prensa o lechos de secado.

La cantidad de materia orgánica llevada al suelo es una característica principal de un mejorador de suelos, pero la composición de esta materia orgánica también es relevante. El carbono orgánico y el nitrógeno son los principales constituyentes de la materia orgánica. Como se puede observar en la Tabla 6.17, el carbono orgánico de los digestatos fue menor al de la FORSU, con un rango de reducción entre 16 -30 % a 55 °C, 22 - 27 % a 35 °C y 14 - 47 % a 20 °C. También se evidencia que el carbono orgánico disminuye a medida que aumenta la carga orgánica en las temperaturas de 55 °C y 35 °C, mientras que a 20 °C sucede lo opuesto, lo cual se debe al desarrollo del proceso, como se explicó en la sección 6.3.3. De acuerdo con el reglamento de la Unión Europea el digestato debe tener un contenido de carbono orgánico superior del 7.5 % del peso fresco para ser utilizado como mejorador de suelos, lo cual se cumple para todos los digestatos producidos y evaluados en este trabajo.

La relación C/N ilustra el equilibrio entre los componentes más importantes de la materia orgánica. Debido a la degradación de COT y la disminución del nitrógeno total con el aumento de la carga orgánica, los digestatos termofílicos presentaron una disminución de la relación C/N, mientras que los digestatos a 20 °C presentaron un aumento en su relación debido al incremento del carbono orgánico y a 35 °C se presentó un aumento de la relación C/N en las dos últimas etapas. En general, esta estuvo entre 10-5, que se encuentra dentro de lo establecido (<15) por la NADF-020-AMB-2011 para composta Clase A. En la caracterización de digestatos de FORSU y residuos de alimentos realizada por Tampio *et al.* (2016), estos tenían relaciones C/N entre 1.5 -6.1. Tambone *et al.* (2010) observaron que los valores de C/N de 8 digestatos estudiados (mezcla de FORSU y estiércol de cerdo; mezcla de maíz, arroz, estiércol de vaca y cerdo; mezcla de estiércol de cerdo, ensilado de maíz y sangre de residuos industriales) estaban entre 7 y 14.

En la Figura 6.24 se presentan los resultados obtenidos de la prueba de producción de biogás residual realizada a la FORSU y a los digestatos obtenidos bajo las tres temperaturas; la prueba fue detenida cuando la producción de biogás por tres días consecutivos fue menor al 1 % del volumen acumulado de biogás (Holliger *et al.*, 2016).

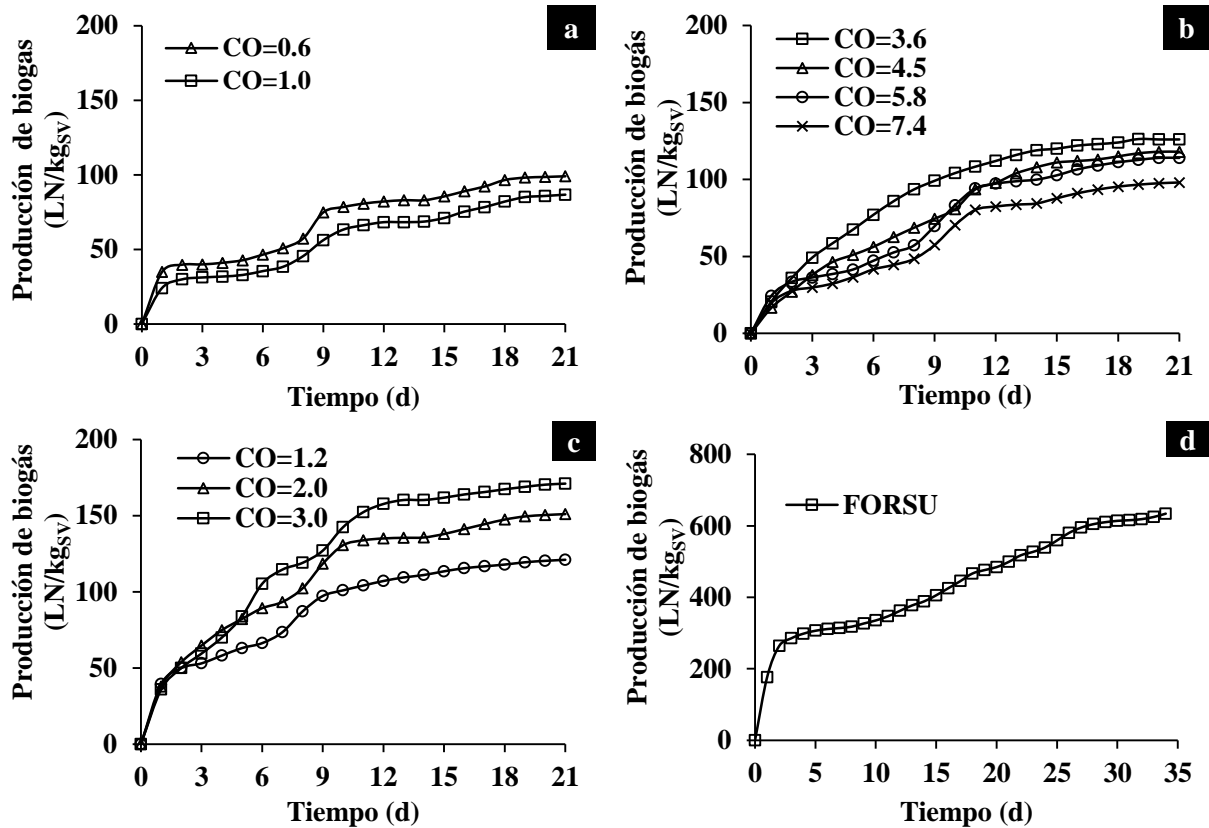


Figura 6.24. Curvas de producción de biogás digestatos y FORSU.
a) 55 °C, b) 35 °C, c) 20 °C, d) FORSU.

De acuerdo con los resultados obtenidos, la producción específica de biogás disminuyó a medida que incrementaba la carga orgánica para las temperaturas de 55 °C y 35 °C, mientras que, para el caso de 20 °C ocurrió lo contrario, lo cual estuvo relacionado con el contenido de carbono orgánico y AGV en los digestatos, ya que, a menores concentraciones de AGV, menor producción de biogás. Los valores obtenidos de PBR son menores al de la FORSU fresca ($633 \text{ NL/g}_{\text{SV}} \pm 8.9$), con un rango de reducción entre 86 - 84 % a 55 °C, 85 - 80 % a 35 °C y 81 - 73 % a 20 °C, con respecto a la producción de biogás de la FORSU fresca.

En los trabajos realizados por Pognani *et al.*, 2009; Tambone *et al.*, 2009; y Tambone *et al.*, 2010 sobre digestatos de FORSU, los valores de PBR fueron: $111 \text{ NL/kg}_{\text{SV}}$, $113 \text{ NL/kg}_{\text{SV}}$ y $396 \text{ NL/kg}_{\text{SV}}$, respectivamente, y concluyeron que los digestatos presentaban un alto grado de estabilidad biológica, ya que de acuerdo con la normatividad de la Unión Europea un digestato se considera estable si el valor del

PBR es menor a 450 LN/kg_{SV}; los digestatos obtenidos en este estudio cumplen con dicho criterio.

No obstante, la normatividad alemana no solo exige el cumplimiento del PBR sino que plantea la concentración de AGV como otro criterio de estabilidad del digestato, estableciendo un contenido máximo de 1.5 g_{HAc}/kg en base húmeda (Saveyn y Eder, 2014); dicho criterio solo lo cumplieron los digestatos obtenidos a 35 °C, los cuales presentaron una concentración de AGV entre 1.3 y 1.1 g_{HAc}/kg de materia fresca.

El contenido de NT, P-PO₄ y K son parámetros importantes en la determinación del uso agronómico potencial de los digestatos, ya que cuantifican los nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas. Debido a que los digestatos son obtenidos de un proceso anaerobio, se considera que el nitrógeno Kjeldahl determinado es igual al nitrógeno total de la muestra. A causa de la degradación de la materia orgánica se produjo una concentración de estos nutrientes en los digestatos, observándose concentraciones más altas de nitrógeno y potasio. El bajo nivel de fósforo, en comparación con los otros dos nutrientes, se puede deber a que la fracción de origen animal es escasa en la composición de la FORSU; según lo reportado por González (2017) esta representa solo el 11 % del total de la FORSU, pero aporta la mayor cantidad de fósforo con un 15 %, junto con el material orgánico no clasificable, que contiene principalmente hojas secas y poda mezclados con objetos sobrante de otras fracciones en tamaño reducido, que contribuye con el 67 % del fósforo.

Se observa que, a medida que se incrementa la carga orgánica, el porcentaje de K y P-PO₄ aumentan. Lo anterior también fue reportado por Tampio *et al.* (2016), quienes determinaron un mayor contenido de K y P-PO₄ (2.5 y 0.14 g/kg, respectivamente) en un digestato de residuos de alimentos proveniente de digestión anaerobia operada con una carga orgánica de 4.0 kg_{SV}/m³·d comparada con otra operada con una carga orgánica de 3.3 kg_{SV}/m³·d (1.9 y 0.06 g/kg, respectivamente).

De acuerdo a la revisión bibliográfica realizada en este trabajo (Tabla 4.1), los contenidos de nitrógeno, fósforo y potasio en el digestato de FORSU se encuentran entre 14 – 145 g_{NK}/kg_{ST}, 1.8 – 27 g_{P-PO4}/kg_{ST} y 5 – 59 g_K/kg_{ST}, respectivamente, y dependen de las características del sustrato y de los parámetros de operación del proceso de digestión anaerobia.

La regulación alemana sobre fertilizantes específica que el contenido de nutrientes en la materia seca debe ser superior al 0.5 % de N, 0.3 % de P y 0.5 % de K (Teglia *et al.* 2011b). Con relación al nitrógeno total, todos los digestatos presentaron un porcentaje mayor a 4 %, en cuanto al P-PO₄ los digestatos presentaron valores menores (0.17 – 0.25 %) a los requeridos por la regulación, pero el contenido de K fue muy superior a 0.5 % en todos los digestatos, presentando valores entre (3.7 – 9.9 %).

7.0. CONCLUSIONES

A continuación se presentan las conclusiones del trabajo realizado en el mismo orden en el que se desarrolló el capítulo de resultados:

Fase 1: caracterización de la FORSU

- La FORSU de la Ciudad de México presenta características similares a las reportadas en la literatura para otros países, con un alto contenido de humedad, una alta biodegradabilidad y un pH bajo. En cuanto al contenido de nutrientes, presenta una relación C/N baja lo que puede llegar a ser un factor inhibitorio en el proceso de la digestión anaerobia. También presenta un alto contenido de potasio.

Fase 2: producción de digestato adaptado a la FORSU

Del experimento con reactores por lotes en digestión húmeda se concluye:

- A bajas concentraciones de sustrato, la cantidad de microorganismos contenidos en el inóculo es suficiente para consumir los ácidos grasos volátiles con la misma rapidez que su producción, evitando la acidificación del medio.
- A mayores concentraciones de sustrato se evidenció una fase de latencia asociada con la rápida acumulación de ácidos grasos volátiles y disminución del pH.
- A elevadas concentraciones de sustrato (igual cantidad de inóculo que de sustrato) el sistema se inhibe por disminución del pH, disminuyendo la producción de metano.
- La mejor producción de metano se observó con la concentración de sustrato a inóculo de 0.5 con un valor de 587 NL/kg_{SV}, la cual se obtuvo a los 48 días de operación.

Del experimento con un reactor semi continuo en digestión húmeda se concluye:

- Mediante la operación de un reactor a 35 °C operando con una carga orgánica de 6.0 kg_{SV}/m³·d y un TRS de 35 días se obtuvo un inóculo adaptado a la FORSU, lográndose condiciones de estabilidad a los 25 días y una producción y contenido promedio de metano de 358 ± 21 LN_{CH₄}/kg_{SV} y 62 %, respectivamente.

Fase 3: operación de reactores bajo diferentes cargas orgánicas

Temperatura de 55°C

- La estrategia de arranque del reactor que consistió en alimentación desde el primer día con un sustrato altamente biodegradable y sin un inóculo adaptado a la temperatura, causó que el reactor se desestabilizará rápidamente, aumentando la concentración de AGV y disminuyendo la alcalinidad bicarbonática.
- Las características del sustrato como su alta biodegradabilidad y su baja relación C/N, aunada a la temperatura del proceso, ocasionaron la rápida generación y acumulación de AGV y altas concentraciones de amoníaco en las primeras etapas del proceso, el cual se inhibió a concentraciones de AGV y amoníaco de $166 \text{ g}_{\text{HAc}}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($11,200 \text{ mg}_{\text{HAc}}/\text{L}$) y $21 \text{ g}_{\text{NH}_3}/\text{kg}_{\text{SV}}$ ($1,042 \text{ mg}_{\text{NH}_3}/\text{L}$).
- Al igual que en las demás temperaturas el pH no fue un parámetro fiable para determinar la estabilidad del reactor, puesto que se mantuvo estable durante todo el experimento a pesar de la sobrecarga orgánica, lo cual se atribuyó a la alta alcalinidad disponible.
- La dilución de la FORSU a 8 % de ST favoreció el proceso al reducir las concentraciones y la acumulación de inhibidores potenciales.
- Con una carga orgánica de 0.6 y 1.0 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ utilizando FORSU al 8 % de ST se obtuvo una producción de metano de 300 ± 3.6 y $314 \pm 1.4 \text{ LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$, respectivamente; con el aumento de carga se aumentó la eficiencia de 50 a 52 %.

Temperatura de 35 °C

- Durante todas las cargas orgánicas evaluadas, el proceso operó bajo condiciones de estabilidad y con producciones de metano entre 442 ± 18.2 y $479 \pm 16.3 \text{ LN}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$, lo cual se atribuye al aumento gradual de la carga orgánica y a la adaptación del inóculo al sustrato y la temperatura.
- Únicamente al pasar de la carga de 3.6 a 4.5 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ se incrementó la eficiencia (producción de metano expresada como la relación DQO teórico/DQO experimental), después con cada aumento adicional la eficiencia fue disminuyendo de 77 a 75 % para las cargas de 5.8 y 7.4 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$. Sin embargo, la eficiencia solo se redujo en un 5 % al aumentar la carga en un 108 %: es posible llevar a cabo el proceso de digestión en tiempos de retención de sólidos más cortos con buenos resultados.

Temperatura de 20 °C

- El aumento de la carga orgánica en un 150 % (1.2 a 3.0 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) ocasionó una disminución en la producción de metano de 387 ± 0.6 a $306 \pm 0.6 \text{ LN}/\text{kg}_{\text{SV}}$.
- Las condiciones de inestabilidad presentadas cuando se aumentó la carga de 2.0 a 3.0 $\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ se atribuyeron a la disminución del TRS, lo que resultó

en una menor tasa de conversión de AGV a metano, sumado a una mayor velocidad de carga y una menor tasa de crecimiento de los metanógenos a bajas temperaturas.

Fase 4: Caracterización fisicoquímica y biológica de digestatos

- La concentración de carbono orgánico disminuye a medida que aumenta la carga orgánica en las temperaturas de 55 °C y 35 °C, mientras que a 20 °C sucede lo opuesto.
- El potencial de biogás residual disminuye a medida que se incrementa la carga orgánica para las temperaturas de 55 °C y 35 °C; sucede lo contrario a 20 °C, lo cual se relaciona con el contenido de carbono orgánico y AGV de los digestatos.
- A medida que incrementa la carga orgánica la concentración de K y P-PO₄ aumentan en todos los digestatos, mientras que el contenido de nitrógeno Kjeldahl disminuye.
- De acuerdo con los estándares internacionales actuales, los digestatos estudiados no pueden considerarse como productos comerciales, ya sea como mejorador de suelos debido a su alta humedad, o fertilizante orgánico por su bajo contenido de P-PO₄, por lo que se recomienda un tratamiento posterior de deshidratación o complementar la deficiencia de P con fertilizantes minerales.

Finalmente, se logró cumplir totalmente con los objetivos del proyecto de investigación, proporcionando información y análisis sobre el efecto de la carga orgánica en la producción de metano y las características de los digestatos producidos bajo diferentes temperaturas, concluyendo de forma general que:

- Durante la digestión anaerobia de FORSU el aumento de la carga orgánica ocasionó una disminución en la producción de metano en dos de las temperaturas evaluadas.
- Todos los digestatos fueron ligeramente alcalinos (pH = 7.8 - 8.3), lo cual es típico de digestatos de FORSU.
- El contenido de materia orgánica en los digestatos fue mayor a 60 % en las tres temperaturas. Sin embargo, presentan una alta humedad comparada con lo exigido por la Unión Europea (> 40 %), lo cual restringe su uso.
- A medida que se incrementa la carga orgánica la concentración de K y P-PO₄ aumentan en todos los digestatos, mientras que el contenido de nitrógeno Kjeldahl disminuye en las tres temperaturas evaluadas.
- Cuando el proceso de digestión anaerobia es estable, sin acumulación de AGV, la estabilidad biológica del digestato determinada por el potencial de biogás residual aumenta.
- De acuerdo con los estándares internacionales actuales, los digestatos estudiados no pueden considerarse como productos comerciales debido a su alta humedad y bajo contenido de P-PO₄.

8.0. REFERENCIAS

- Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., Janssen, R., 2008. *Biogas Handbook: Science, Production and Applications*. IEA Bioenergy.
- Al Saedi, T., Lukehurst, C., 2012. *Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser*. IEA Bioenergy.
- Al Seadi, T., Drogg, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R., 2013. *Biogas digestate quality and utilization, The Biogas Handbook: Science, Production and Applications*. Woodhead Publishing.
- Angelidaki, I., Chen, X., Cui, J., Kaparaju, P., Ellegaard, L., 2006. Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: Start-up procedure for continuously stirred tank reactor. *Water Research*. 40 (14), 2621–2628.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, B., 1993. Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 38, 560-564.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater 21a ed. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. Washington D.C., EEUU.
- Aslanzadeh, S., Rajendran, K., Taherzadeh, M., 2014. A comparative study between single- and two-stage anaerobic digestion processes : Effects of organic loading rate and hydraulic retention time. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 95, 181–188.
- Azbar, N., Ursillo, P., Speece, R., 2001. Effect of process configuration and substrate complexity on the performance of anaerobic processes. *Water Research*. 35 (3), 817–829.
- Badui Dergal, S., 2006. *Química de los alimentos*, Ciudad de México, México. Pearson Educación, cuarta edición.
- Bi, S., Hong, X., Yang, H., Yu, X., Fang, S., Bai, Y., Liu, J., Gao, Y., Yan, L., Wang, W., Wang, Y., 2020. Effect of hydraulic retention time on anaerobic co-digestion of cattle manure and food waste. *Renewable Energy*. 150, 213–220.
- Blanco, C., 2011. Tratamiento biológico anaerobio-aerobio de residuos ganaderos para la obtención de biogás y compost. Tesis de doctorado, Universidad de Leon, México.
- Bolzonella, D., Innocenti, L., Pavan, P., 2003. Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste : focusing on the start-up phase. *Bioresorce Technology*. 86 (2), 123–129.
- Bouallagui, H., Haouari, O., Touhami, Y., Cheikh, R. Ben, Marouani, L., Hamdi, M., 2004. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*. 39 (12), 2143–2148.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R., Hamdi, M., 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*. 40 (3-4), 989–995.
- Bousková, A., Dohányos, M., Schmidt, J., Angelidaki, I., 2005. Strategies for changing temperature from mesophilic to thermophilic conditions in anaerobic CSTR reactors treating sewage sludge. *Water Research*. 39 (8), 1481–1488.
- Browne, J., Murphy, J., 2013. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. *Applied Energy*. 104 (2013), 170-177
- Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., Delgenes, J., 2006. Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water Science and Technology*. 53 (8), 233–241.
- Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., Goi, D., 2013. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste Managament*. 33 (7), 1626–32.
- Calder, P., Mu, B., Carrillo, R., 2011. Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización. Ministerio de Ciencia e innovación. Murcia, España.
- Campuzano, R., 2015. Lixiviación de residuos sólidos orgánicos urbanos para incrementar la rapidez de producción de biogás. Tesis de doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.

- Campuzano, R., González-Martínez, S., 2016. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*. 54, 3–12.
- Campuzano, R., González-Martínez, S., 2020. Start-up of dry semi-continuous OFMSW fermentation for methane production. *Biomass and Bioenergy*. 136.
- Cecchi, F., Pavan, P., Mata Alvarez, J., Bassetti, A., Cozzolino, C., 1991. Anaerobic digestion of municipal solid waste: Thermophilic vs. mesophilic performance at high solids. *Waste Management and Research*. 9 (4), 305–315.
- Cecchi, F., Pavan, P., Musacco, A., Mata, J., Vallini, G., 1993. Digesting the organic fraction of municipal solid waste: moving from mesophilic (37 °C) to thermophilic (55 °C) Conditions. *Waste Management and Research*. 11 (5), 403–414.
- Cecchi, F., Traverso, P., Pavan, P., Bolzonella, D., Innocenti, L., 2003. *Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process*. IWA Publishing. Ed. by J. Mata-Alvarez.
- Chaudhary, B., 2008. Dry continuous anaerobic digestion of municipal solid waste in thermophilic conditions. Tesis de maestría, School of Environment Resources and Development, Thailand.
- Chen, T., y Hashimoto, A., 1996. Effects of pH and substrate:inoculum ratio on batch methane fermentation. *Bioresource Technology*, 56(2-3), 179–186.
- Chen, Y., Cheng, J., Creamer, K., 2008. Inhibition Of Anaerobic Digestion Process: A Review. *Bioresource Technology*. 99 (10), 4044–4064.
- Chen, X., Yan, W., Sheng, K., Sanati, M., 2014. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. *Bioresource Technology*. 154, 215–221.
- Climenhaga, M., Banks, C., 2008. Anaerobic digestion of catering wastes: effect of micronutrients and retention time. *Water Science and Technology*. 57 (5), 687–692.
- Comisión Europea, 2016. Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council laying down rules on the making available on the market of CE marked fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009.
- Davidsson, Å., Gruvberger, C., Christensen, TH., Hansen, TL., Jansen, JI., 2007. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*. 27 (3), 406–414.
- De La Rubia, M., Perez, M., Romero, L., Sales, D., 2006. Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process Biochemistry*. 41 (1), 79–86.
- Demireler, E., Anderson, G., 1998. Effect of sewage-sludge addition on the startup of the anaerobic digestion of OFMSW. *Environmental Technology*. 19 (8), 837–843.
- Demirel, B., Yenugün, O., 2002. Two-phase anaerobic digestion processes: a review. *Chemical Technology and Biotechnology*. 77 (7), 743–755.
- Dev, S., Saha, S., Kurade, M., Salama, E., 2019. Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 103, 85–95.
- Dhaked, R., Singh, P., Singh, L., 2010. Biomethanation under psychrophilic conditions. *Waste Management*. 30 (12), 2490–2496.
- DiLallo, R., Albertson, O. E., 1961. Volatile Acids by Direct Titration. *Water Pollution Control Federation*. 33 (4), 356–365
- Duan, N., Zhang, D., Lin, C., Zhang, Y., Zhao, L., Liu, H., 2019. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion of pig manure : Methane production , mass flow, reactor scale and heating scenarios. *Environmental Management*. 231 (213), 646–652.
- EBA, 2018. European Biogas Association. EBA statistical report 2018. Bruselas, Belgica.
- Elbeshbishy, E., Nakhla, G., Hafez, H., 2012. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource Technology*. 110, 18–25.
- El-fadel, M., Saikaly, P., Ghanimeh, S., 2013. Startup and stability of thermophilic anaerobic digestion of ofmsw. *Crit. Rev. Environmental Science and Technology*. 43 (23), 2685–2721.
- Fdez-Güelfo, L., Álvarez-gallego, C., Márquez, D., Romero, L., 2010. Start-up of thermophilic

- dry anaerobic digestion of OFMSW using adapted modified SEBAC inoculum. *Bioresource Technology*. 101 (23), 9031–9039.
- Fdez-Güelfo, L., Álvarez-gallego, C., Sales, D., Romero-Garcia, L., 2011. Determination of critical and optimum conditions for biomethanization of OFMSW in a semi-continuous stirred tank reactor. *Chemical Engineering Journal*. 171 (2), 418–424.
- Fernández-rodríguez, J., Pérez, M., Romero, L., 2014. Dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes : Solid retention time optimization. *Chemical Engineering Journal*. 251, 435–440.
- Figueroa, L., 2018. Influencia de compuestos lignocelulósicos contenidos en residuos sólidos orgánicos municipales sobre la producción de biogás. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Fongsatitkul, P., Elefsiniotis, P., Wareham, D., 2010. Effect of mixture ratio, solid concentration and hydraulic retention time on the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management and Research*. 28 (9), 811–817.
- Forster Carneiro, T., Fernández, L., Pérez, M., Romero, L., Álvarez, C., Sales, D., 2004. Biometanización de la fracción orgánica del residuos sólido urbano : proceso Sebac. *Residuos*, 2–11.
- Forster-Carneiro, T., 2005. Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos : estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor. Tesis de doctorado, Universidad de Cádiz, España.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romerio, L., 2008. Anaerobic digestion of municipal solid wastes : Dry thermophilic performance. *Bioresource Technology* 99 (17), 8180–8184.
- Gallert, C., Winter, J., 1997. Mesophilic and thermophilic AD of source sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 48, 405–410.
- Ganesh, R., Torrijos, M., Sousbie, P., Lugardon, A., Philippe, J., Philippe, J., 2014. Single-phase and two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable waste : Comparison of start-up , reactor stability and process performance. *Waste Management*. 34 (5), 875–885.
- Gerardi, M., 2003. *The microbiology of anaerobic digesters*. John Wiley and Sons. New Jersey, USA.
- Ghanimeh, S., El Fadel, M., Saikaly, P., 2012. Mixing effect on thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*. 117, 63–71.
- Gómez, X., Cuetos, M., García, A., Morán, A., 2007. An evaluation of stability by thermogravimetric analysis of digestate obtained from different biowastes. *Journal of Hazardous Materials*. 149 (1), 97–105.
- González, U., 2017. Determinación de las sustancias que permiten la producción de biogás a partir de residuos sólidos orgánicos municipales. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Gujer, W., Zehnder, A., 1983. Conversion process in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*. 15 (8-9), 127–167
- Hansen, K., Angelidaki, I., Ahring, B., 1998. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*. 32 (1), 5–12.
- Hartmann, H., Ahring, B., 2006. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Science Technology*. 53 (8), 7–22.
- Hendriks, A., Zeeman, G., 2009. Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*. 100 (1), 10–18.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D., 2008. *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling And Design*, 1st edition. IWA Publishing.
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffiere, P., Carballa, M., Wilde, V., Ebertseder, F., Fernandez, B., Ficara, E., 2016. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science Technology*. 74 (11), 2515 - 2522.

- Igoni, A., Ayotamuno, M., Eze, C., Ogaji, S., 2008. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Applied Energy*. 6 (85), 430–438.
- Jiang, Y., Mcadam, E., Zhang, Y., Heaven, S., Banks, C., Longhurst, P., 2019. Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion : A critical review. *Water Process Engineering*. 32, 100899.
- Jördening, H., Winter, J., 2005. *Environmental Biotechnology. Concepts and applications*. Wiley-VCH Weinheim, Alemania. 1-23, 355-374.
- Karim, K., Klasson, K., Hoffmann, R., Drescher, S., DePaoli, D., Al-Dahlan, M., 2005. Anaerobic Digestion of Animal Waste: Effect of Mixing. *Bioresource Technology*. 96 (90), 1607–1612.
- Kashyap, D., Dadhich, K., Sharma, S., 2003. Biomethanation under psychrophilic conditions : a review. *Bioresource Technology*. 87(2), 147–153.
- Kawai, M., Nagao, N., Tajima, N., Niwa, C., Matsuyama, T., Toda, T., 2014. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology*. 157, 174–80.
- Khanal, S., 2008. Anaerobic biotechnology for bioenergy production. John Wiley and Sons. Iowa, EEUU. 1- 92.
- Kayhanian, M., Hardy, S., 1994. The impact of 4 design parameters on the performance of a high-solids anaerobic digestion of municipal solid waste for fuel gas production. *Environmental Technology*. 15 (6), 557–567.
- Kayhanian, M., 1999. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions. *Environmental Technology*. 20 (4). 355–365.
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L., 2011. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*. 31 (8), 1737–1744.
- Kim, M., Ahn, Y., Speece, R., 2002. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion ; mesophilic vs . thermophilic. *Water Research*. 36 (17), 4369–4385.
- Kraemer, T., Gamble, S., 2014. Integrating anaerobic digestion with composting. *BioCycle*. 55 (10), 32-36
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A., 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Environmental Management*. 80 (1), 58–65.
- Lesteur, M., Bellon, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J., Junqua, G., Steyer, J., 2010. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry*. 45 (4), 431–440.
- Li, Y., Park, S., Zhu, J., 2011. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 15, 821–826.
- Liu, X., Khalid, H., Raza, F., Ma, X., Li, X., 2018. Effects of hydraulic retention time on anaerobic digestion performance of food waste to produce methane as a biofuel. *Environmental Technology and Innovation*. 11, 348–357.
- Ma, K., Li, X., Wang, K., Meng, L., Liu, G., Zhang, J., 2017. Chemosphere Establishment of thermophilic anaerobic terephthalic acid degradation system through one-step temperature increase startup strategy - Revealed by Illumina Miseq Sequencing. *Chemosphere* 184, 951–959.
- Makádi, M., Tomócsik, A., Orosz, V., 2012. *Biogás. Digestate : a new nutrient source – Review*. Publisher: In Tech. 295–310.
- Mata-Álvarez, J., 2003. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA publishing. Londres, Inglaterra. 1-180
- McCarty, P., 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals. *Chemistry and Microbiology*. 91–95.
- Motte, J., Escudié, R., Bernet, N., Delgenes, J., Steyer, J., Dumas, C., 2013. Dynamic effect of total solid content, low substrate/inoculum ratio and particle size on solid-state anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 144, 141 – 148.

- Möller, K., Müller, T., 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*. 12 (3), 242–257.
- Muñoz, E., Contreras, A., Molero, M., 2018. *Ingeniería del medio ambiente*. Universidad Nacional de Educación a distancia, Madrid, España.
- NADF-020-AMBT-2011., 2011. Norma Ambiental para el Distrito Federal. Requisitos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales. México D.F., México.
- Nagao, N., Tajima, N., Kawai, M., Niwa, C., Kurosawa, N., 2012. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*. 118, 210–218.
- Nayono, S., Winter, J., Gallert, C., 2010. Anaerobic digestion of pressed off leachate from the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*. 30 (10), 1828–1833.
- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M., 2004. Influence of inoculum activity on the bio-methanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. *Process Biochemistry*. 39 (12), 2019–2024.
- Neves, L., Goncalo, E., Oliveira, R., Alves, M., 2008. Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures. *Waste Management*. 28 (6), 965–972.
- Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 34, 473–492.
- NMX-AA-015-1985., 1985. Norma Mexicana Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales, muestreo, método de cuarteo. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. México D.F., México.
- NMX-AA-019-1985., 1985. Norma Mexicana Protección al ambiente. Contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-peso volumétrico "in situ". Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. México D.F., México
- NOM-004-SEMARNAT-2002. Norma Oficial Mexicana. Protección ambiental- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final., México
- Pérez, A., Torres, P., 2008. Índices de alcalinidad como herramienta para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y competitividad*. 10 (2), 1-52
- Pognani, M., D'Imporzano, G., Scaglia, B., Adani, F., 2009. Substituting energy crops with organic fraction of municipal solid waste for biogas production at farm level: A full-scale plant study. *Process Biochemistry*. 44 (8), 817–821.
- Prashanth, S., Kumar, P., Mehrotra, I., 2006. Anaerobic degradability: Effect of particulate COD. *Environmental Engineering*. 132 (4), 488–496.
- RAL GZ 245, 2016. Quality criteria for digestate products from bio-waste. Beuth-Verlag Berlin, RAL.
- Rajagopal, R., Bellavance, D., Rahaman, S., 2016. Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context. *Process Safety and Environmental Protection*. 105, 101–108.
- Rajagopal, R., Massé, D., Singh, G., 2013. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*. 143, 632–641.
- Raposo, F., Fernández, V., De La Rubia, M., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., De Wilde, V., 2011. Biochemical methane Potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Chemical Technology and Biotechnology*. 86 (8), 1088– 1098.
- Raposo, F., Fernández, V., De La Rubia, M., Borja, R., 2012. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 16 (1), 861– 877.

- Rigby, H., Smith, S., 2013. Nitrogen availability and indirect measurements of greenhouse gas emissions from aerobic and anaerobic biowaste digestates applied to agricultural soils. *Waste Management*. 33 (12), 2641–2652.
- Safley, L., Westerman, P., 1990. Psychrophilic anaerobic digestion of animal manure: proposed design methodology. *Biological Wastes*. 34 (2), 133–148.
- Salcedo, D., 2017. Valoración del digestato generado por la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de México. Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México.
- Sanders, W., 2001. Anaerobic hydrolysis during digestion of complex substrates. Tesis doctoral, Universidad de Wageningen, Holanda
- Saveyn, H., Eder, P., 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. European Commission, Sevilla, Spain.
- Schievano, A., D'Imporzano, G., Malagutti, L., Fragali, E., Ruboni, G., Adani, F., 2010. Evaluation inhibition condition in high-solid anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*. 101 (14), 5728–5732
- Schievano, A., Pognani, M., D'Imporzano, G., Adani, F., 2008. Predicting anaerobic biogasification potential of ingestates and digestates of a full-scale biogas plant using chemical and biological parameters. *Bioresource. Technology*. 99 (17), 8112–8117.
- SEDEMA, 2017. Inventario de Residuos Sólidos Ciudad de México. Ciudad de México.
- Servicio Meteorológico Nacional (2019) Resúmenes mensuales de temperatura y lluvia. México. Recuperado de: <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>.
- Sisto, R., Sica, E., Lombardi, M., Prospero, M., 2017. Organic fraction of municipal solid waste valorisation in southern Italy: the stakeholders' contribution to a long-term strategy definition. *Journal of Cleaner Production*. 168, 302–310.
- Solano, O., Vargas, M., Watson, R., 2011. Biodigestores: factores químicos, físicos y biológicos relacionados con su productividad. *Tecnología en marcha*. 23 (1), 39–46.
- Sung, S., Liu, T., 2003. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. *Chemosphere*. 53 (1), 43–52.
- Tambone, F., Genevini, P., D'Imporzano, G., Adani, F., 2009. Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresource Technology*. 100 (12), 3140–3142.
- Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., Adani, F., 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*. 81 (5), 577–583.
- Tampio, E., Ervasti, S., Paavola, T., Heaven, S., Banks, C., Rintala, J., 2014. Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste. *Waste Management*. 34 (2), 370–377.
- Tampio, E., Salo, T., Rintala, J., 2016. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. *Environmental Management*. 169, 293–302.
- Teglia, C., Tremier, A., Martel, J., 2011a. Characterization of solid digestates: Part 2, assessment of the quality and suitability for composting of six digested products. *Waste and Biomass Valorization*, 113–126.
- Teglia, C., Tremier, A., Martel, J., 2011b. Characterization of solid digestates: Part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. *Waste and Biomass Valorization*. 2 (2), 43–58.
- Thomé-Kozmiensky, K., Thiel, S., 2012. Waste Management, Volume 3: Recycling and Recovery. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Nuevo Ruppin, Alemania. Pp. 517–526.
- Tyagi, V., Fdez-Güelfo, L., Zhou, Y., Álvarez-Gallego, C., Garcia, L., Ng, W., 2018. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 93, 380–399.

- VALORGAS, 2011. Compositional analysis of food waste from study sites in geographically distinct regions of Europe. VALORGAS Project. Finland.
- Veeken, A., Hamelers, B., 1999. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource Technology*. 69 (3), 249–254.
- VDI 4630, 2006. Fermentation of organic materials. In: The Association of German Engineers (Ed.), Characterisation of the Substrates, Sampling, Collection of Material Data, Fermentation Tests. VDI-Handbuch Energietechnik, Germany.
- Westenbrink, S., Brunt, K., Van der Kamp, J., 2013. Dietary fibre: challenges in production and use of food composition data. *Food Chemistry*. 140 (3), 562–567.
- WRAP, 2014. Specification for whole digestate, separated liquor and separated fibre derived from the anaerobic digestion of source-segregated biodegradable materials (PAS 110:2014).
- Zhang, R., El-mashad, H., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P., 2007. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 98 (4), 929–935.
- Zhou, Y., Zhang, Z., Nakamoto, T., Li, Y., Yang, Y., Utsumi, M., Sugiura, N., 2011. Influence of substrate-to-inoculum ratio on the batch anaerobic digestion of bean curd refuse-okara under mesophilic conditions. *Biomass and Bioenergy*. 35 (7), 3251–3256.
- Zinder, S., 1990. Conversion of acetic acid to methane by thermophiles. *FEMS Microbiology Reviews*. 6 (2-3). 125–137.
- Zupancic, G., Grilic, V., 2012. *Anaerobic treatment and biogas production from organic waste, Management of organic waste*. Sunil Khanal (Ed). InTech, Rijeka, Croatia.

ANEXO
Muestreo de FORSU y cálculo de peso volumétrico

En la siguiente tabla se muestra el número de camiones seleccionadas aleatoriamente, el peso total de los residuos recolectados el peso neto y la altura obtenida dentro del tambo.

Número de camión	peso (kg)	Peso neto (kg)	Altura (cm)
1	103.0	91.6	51
2	91.5	80.1	50
3	83.5	72.1	43
4	98.0	86.6	46
5	63.0	51.6	56
6	91.5	80.1	34
7	86.0	74.6	41
8	87.0	75.6	45
9	100.5	89.1	37
10	102.5	91.1	38

Determinación del peso volumétrico

Para la obtención de la muestra de residuos y cálculo del peso volumétrico se usa el procedimiento descrito en la NMX-AA-15-1985 para el cuarteo de residuos sólidos municipales de características heterogéneas, el cual es el siguiente: primero, se pesa el tambo vacío tomando este peso como la tara del recipiente. A continuación, se llena el recipiente hasta el tope con residuos sólidos homogeneizados obtenidos de las partes eliminadas del primer cuarteo. Se golpea el recipiente contra el suelo tres veces dejándolo caer desde una altura de 10 cm. Nuevamente se agregan residuos hasta el tope, teniendo cuidado de no presionar al colocarlos en el recipiente; esto con la finalidad de no alterar el peso volumétrico que se pretende determinar. El cálculo del peso volumétrico se realiza mediante la siguiente formula:

$$P_{vol} = \frac{(P - B)}{V} = \frac{(103 \text{ kg} - 11.4 \text{ kg})}{0.14 \text{ m}^3} = 654 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$$

Donde:

P_{vol} = Peso volumétrico de los residuos (kg/m³)

P= Peso del barril con los residuos, kg

B= Peso del barril sin los residuos, kg

V= Volumen del barril, m³