



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

**DETERMINACIÓN DE LAS SUSTANCIAS QUE PERMITEN LA PRODUCCIÓN DE
BIOGÁS A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS MUNICIPALES**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA

ULISES GONZÁLEZ MIRANDA

TUTOR PRINCIPAL

DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ

INSTITUTO DE INGENIERÍA

COMITÉ TUTOR

DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

DR. ALFONSO DURÁN MORENO

FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM

MÉXICO, CDMX Enero de 2017



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:

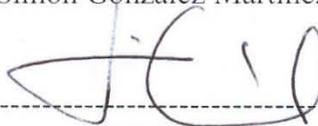
Presidente: Dr. Óscar Armando Monroy Hermosillo
Secretario: Dr. Alfonso Durán Moreno
Vocal: M. en I. Gustavo Solórzano Ochoa
Primer Suplente: Dra. Petia Mijaylova Nacheva
Segundo Suplente: Dr. Simón González Martínez

Lugar donde se realizó la tesis

Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Instituto de Ingeniería, UNAM

TUTOR DE TESIS:

Dr. Simón González Martínez



FIRMA

“Este trabajo fue realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental que cuenta con certificación de la calidad ISO 9001:2008 otorgada por el Instituto Mexicano de Normalización y Certificación, A.C. (IMNC) con registro RSGC 960 de fecha 11 de enero de 2016, vigente al 11 de enero de 2019”

AGRADECIMIENTOS

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM, que a través del proyecto PAPIIT No. IN110115 proporcionó los recursos para llevar a cabo el trabajo experimental de esta tesis.

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

Al Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería ambiental, por admitirme y permitirme desarrollarme no sólo académicamente, sino personalmente.

Al Instituto de Ingeniería, en particular a la Subdirección de Hidráulica y Ambiental y al Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA), por facilitar el uso de las instalaciones, equipo e inmobiliario así como las convivencias y pláticas que han enriquecido mi perspectiva de la Ingeniería Ambiental.

Al Gobierno del Estado de Guanajuato, que a través de EDUCAFIN y el programa SUBE, me proporcionaron el apoyo de beca de transporte para presentar este trabajo de tesis en el 6th International Symposium on Energy from Biomass and Waste, llevado a cabo en noviembre de 2016.

A mi familia: mis hermanos, mi madre, mis sobrinos por los momentos que hemos compartido y su apoyo incondicional que me han brindado en mi formación personal y académica. Estoy muy agradecido por tenerlos en mi vida.

Al Dr. Simón González Martínez, la Dra. Rosalinda Campuzano y el Dr. Óscar González Barceló, las preguntas y dudas planteadas a lo largo de esta maestría, así como las asesorías brindadas han sido de mucha importancia para mí.

Al Dr. Alfonso Durán Moreno y la Dra. Petia Mijaylova Nacheva por formar parte de mi comité tutor y aportar enormemente a las mejoras en mi trabajo de tesis, valoro mucho sus comentarios y observaciones.

Al Dr. Óscar Monroy Hermosillo y al Maestro Gustavo Solórzano Ochoa, por incorporarse a mi jurado y hacer valiosas observaciones que enriquecieron el producto final de mis estudios.

A mis amigos y compañeros de la maestría, su compañía hizo de esta maestría una experiencia muy enriquecedora e inolvidable para mí, el intercambio cultural, de experiencias y anécdotas queda como un recuerdo invaluable para mí.

A mis amigos en el bajío, que a pesar de tomar diferentes caminos seguimos compartiendo ese lazo que construimos hace años de habernos conocido.

A María Elena Villalba Pastrana, su presencia, su compañía y su punto de vista han sido muy valiosos para mí. El poder compartir momentos con una persona tan singular es un placer y privilegio para mí.

ÍNDICE DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVO GENERAL	5
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
1.3 ALCANCES	5
2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	6
2.1 GENERACIÓN Y MANEJO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN LA CDMX.....	6
2.2 PROCESAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	8
3. DIGESTIÓN ANAEROBIA	11
3.1. ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	12
3.2 MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	15
3.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	17
3.3.1 TEMPERATURA	17
3.3.2. CONTENIDO DE SÓLIDOS EN EL REACTOR	18
3.3.3 PH	19
3.3.4. ALCALINIDAD	20
3.4. PRETRATAMIENTOS EMPLEADOS EN LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS	20
3.5 DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS SÓLIDOS A NIVEL INDUSTRIAL	24
4. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS... 29	
4.1 BIODEGRADABILIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA	29
4.1.1. BIODEGRADABILIDAD EMPÍRICA	30
4.1.2. PRUEBA PBM (POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO).....	31
4.1.3. ANÁLISIS QUÍMICO PRÓXIMAL (AQP).....	33
4.2 COMPOSICIÓN DE LA FORSU	33
4.2.1. COMPOSICIÓN A NIVEL MACRO	33
4.2.2. COMPOSICIÓN A NIVEL MICRO	36
5. METODOLOGÍA.....	40
5.1 RECOLECCIÓN Y MUESTREO DE LOS RESIDUOS	41
5.2. SEPARACIÓN Y CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LA MUESTRA	41
5.3. ANÁLISIS QUÍMICO PRÓXIMAL DE LAS FRACCIONES QUE COMPONEN LA FORSU	43
5.4 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	44

6. RESULTADOS	47
6.1 OBTENCIÓN DE MUESTRA EN LA ESTACIÓN DE TRANSFERENCIA	47
6.2 SEPARACIÓN, PESAJE Y DESCRIPCIÓN DE LAS FRACCIONES QUE COMPONEN LA FORSU	49
6.3 CARACTERIZACIÓN POR SÓLIDOS TOTALES, VOLÁTILES, FIJOS Y HUMEDAD.....	54
6.4 DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	57
6.5. FÓSFORO Y NITRÓGENO	59
6.6 CARACTERIZACIÓN BROMATOLÓGICA.....	61
6.7 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	63
6.7.1. INÓCULO.....	63
6.7.2. ARRANQUE DE LA PRUEBA	64
6.7.3. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y METANO.....	64
7. CONCLUSIONES.....	71
8. REFERENCIAS.....	72
ANEXO A	77
ANEXO B	78
ANEXO C	79
ANEXO D	80

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Generación de residuos por fuente en la CDMX	2
Tabla 1.2	Factores de emisión de dióxido de carbono para diferentes esquemas de tratamiento de residuos sólidos urbanos	3
Tabla 2.1	Composición física de los residuos urbanos de la CDMX	8
Tabla 3.1	Concentración de nitrógeno amoniacal y su efecto en la digestión anaerobia	14
Tabla 3.2	Reacciones metanogénicas más comunes	14
Tabla 3.3	Condiciones de operación de tecnologías comerciales para producción de biogás	25
Tabla 4.1	Factores que afectan los ensayos de PBM	31
Tabla 5.1	Técnicas empleadas para la caracterización de la FORSU	42
Tabla 5.2	Técnicas empleadas en el AQP de los componentes de la FORSU	44
Tabla 6.1	Resultados obtenidos de la separación de las fracciones la FORSU de la CDMX	50
Tabla 6.2	Aporte en peso de las fracciones que componen a los residuos orgánicos en diversos países	53
Tabla 6.3	Contenido de sólidos y humedad de los componentes de la FORSU colectada en la estación de transferencia de Coyoacán, CDMX	55
Tabla 6.4	DQO y relaciones DQO/sólidos totales y volátiles de los materiales analizados	57
Tabla 6.5	Concentración de nitrógeno y fósforo de las fracciones de la FORSU colectada en la estación de transferencia de Coyoacán, CDMX	60
Tabla 6.6	Relación DQO:N:P de los sustratos evaluados en este trabajo	61
Tabla 6.7	Caracterización bromatológica de los sustratos evaluados en este trabajo.	62
Tabla 6.8	Caracterización del inóculo anaerobio	63
Tabla 6.9	Producción de biogás y metano durante la prueba de PBM	65
Tabla 6.10	Producción de metano durante los primeros 3 días con respecto a la producción final en 21 días	68
Tabla 6.11	Comparación de producción de metano de los componentes de la FORSU en diferentes países	69
Tabla B.1	Camiones seleccionados mediante la tabla de números aleatorios para el muestreo de residuos sólidos urbanos	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Generación de residuos sólidos urbanos por delegación de la CDMX	7
Figura 2.2	Gestión integral de la FORSU para la obtención de metano	9
Figura 3.1	Etapas de la digestión anaerobia	12
Figura 3.2	Principales metanógenas acetotróficas	17
Figura 3.3	Rangos de temperatura óptimos para la digestión anaerobia	18
Figura 3.4	Diagrama del proceso Dranco	25
Figura 3.5	Diagrama de flujo del proceso BTA	26
Figura 3.6	Diagrama del proceso BEKON	28
Figura 4.1	Fracciones de la FORSU separadas por Kobayashi <i>et al.</i> (2012)	34
Figura 4.2	Fracciones identificadas en el proyecto VALORGAS	34
Figura 4.3	Microcomposición de material orgánico usado para producir de biogás	36
Figura 5.1	Esquema general de la metodología propuesta en este trabajo	40
Figura 5.2	Esquema del análisis químico proximal	43
Figura 5.3	Equipo para BPM de Bioprocess Control	45
Figura 6.1	Etapas del proceso de muestreo de residuos en la estación de transferencia Coyoacán, CDMX	48
Figura 6.2	Fracciones de la FORSU de la CDMX	51
Figura 6.3	Aporte de DQO de las fracciones de la FORSU de la CDMX	58
Figura 6.4	Curvas de producción de biogás	66
Figura 6.5	Curvas de producción de metano	67
Figura A.1	Folleto informativo para la separación de residuos en la CDMX	76
Figura C.1	Descongelado de la FORSU	78
Figura C.2	Separación de los residuos	78
Figura C.3	Fracción de residuo frutas en bruto	78
Figura C.4	Residuo molido en licuadora de la fracción frutas	78
Figura C.5	Tamaño de partícula en el extrusor de residuo frutas	78
Figura C.6	Distintos tamaños de partícula de residuo de poda	78
Figura D.1	Producción de biogás frutas	79
Figura D.2	Producción de biogás vegetales	79
Figura D.3	Producción de biogás MONC	79
Figura D.4	Producción de biogás poda	79
Figura D.5	Producción de biogás origen animal	79
Figura D.6	Producción de biogás harinas	79
Figura D.7	Producción de biogás hojas secas	80
Figura D.8	Producción de biogás FORSU	80
Figura D.9	Producción de biogás papel	80
Figura D.10	Producción de biogás dextrosa	80
Figura D.11	Producción de biogás naranja fresca	80
Figura D.12	Producción de biogás carne de res	80
Figura D.13	Producción de biogás pan blanco	80

RESUMEN (Metano, FORSU, potencial bioquímico de metano, composición bromatológica)

En la Ciudad de México se generan aproximadamente 13,000 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos, de las cuales, 49% son residuos orgánicos (SEDEMA, 2015), que pueden ser tratados usando el proceso de digestión anaerobia, ya que presenta ventajas sobre otras alternativas de disposición o tratamiento de residuos. El objetivo de este trabajo fue identificar los componentes principales de los residuos orgánicos en la Ciudad de México, tomando una muestra de una estación de transferencia y separando las diferentes fracciones para después someterlas, individualmente, al proceso de digestión anaerobia.

Se identificaron dos grupos de residuos dentro de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) de la Ciudad de México: residuos de poda doméstica y jardinería (56 %) y residuos de comida (44 %). Los restos de comida abarcan las fracciones frutas, vegetales, residuos de origen animal, harinas y restos de papel, y el otro grupo contiene residuos de poda domiciliaria y abarca las fracciones hojas secas, poda fresca y material orgánico no clasificable. Las fracciones con mayor aporte en peso son material orgánico no clasificable y frutas con 37.2 y 27.4 %, respectivamente. Papel y harinas aportan la menor cantidad con 1.6 y 2.7 %, respectivamente.

Las fracciones con mayor peso relativo de sólidos volátiles son frutas y vegetales con 84 % seguidos de harinas y papel con 80 %. El valor más bajo fue de los residuos de origen animal con 48 %. Las fracciones con mayor aporte como DQO son frutas y material orgánico no clasificable con 27.3 y 23 %, respectivamente. Papel y hojas secas aportan la menor cantidad con 1.7 y 7.1 %, respectivamente.

La mayor producción de metano de las fracciones identificadas fue la de material orgánico no clasificable con el 32.6 %, seguido por frutas con 28.1 %, poda fresca con 12.5 % y origen animal con 7.6 %. La menor producción relativa de metano es de papel con 2.7 %. La producción de metano de la FORSU fue de 348 LN/kgSV, mientras que la suma de las producciones de las fracciones de la FORSU fue de 328 LN/kgSV. Se usaron como sustratos de referencia dextrosa, carne de res cocida, naranja fresca completa y pan fresca, de los cuales la carne cocida produjo 117 LN/kgSV más que la FORSU, dextrosa 15 LN/kgSV más, naranja fresca 23 LN/kgSV más y el pan solamente 2 LN/kgSV más que la FORSU de la Ciudad de México.

ABSTRACT

Currently, Mexico City generates 13,000 ton per day of municipal solid waste, whose 49% are organic wastes, therefore these wastes are suitable for treatment via anaerobic digestion, since this process offers advantages when compared to other treatment technologies for wastes, such as composting or landfill disposal. The main objective in this thesis research was to identify the main components within Mexico City organic wastes, using a sample from a transfer station and identifying and separating into different fractions in laboratory facilities, then submitting these fractions to anaerobic digestion process.

Two main groups were identified from Mexico City organic wastes: household garden trimmings (56%) and kitchen waste (44%). Food wastes comprise fractions waste fruits, vegetables, animal kitchen waste, bread and waste paper, the other group contains fresh garden trimming, fallen leaves and unsorted organics. Unsorted organics (37.2%) and fruit waste (27.4%) have the highest weight within the organics wastes sampled. Paper waste and bread have the lowest contribution, with 1.6 and 2.7, respectively.

Fractions with highest volatile solids content are fruits and vegetables presenting 84%, followed by bread and paper waste with 80%. The lowest value was presented by animal waste, 48%. The organic waste fractions with higher COD contribution are fruits and unsorted organics with 27.3% and 23%, respectively. Paper waste (1.7%) and fallen leaves (7.1%) have the lowest contribution within the fractions identified.

Unsorted organics had the highest methane production with 32.6%, followed by fruits with 28.1%, fresh garden trimming (12.5%) and animal kitchen waste (7.6%). Lowest relative methane production belonged to paper waste with 2.7%. Mexico City OFMSW methane production was 348 NL/kgVS, meanwhile the sum of all OFMSW fractions productions was 328 NL/kgVS. Reference substrates used in this research: cooked beef, fresh orange, fresh bread and dextrose. Cooked beef surpassed the OFMSW methane production by 117 NL/kgVS, whereas dextrose had a higher production by 15 NL/kgVS more, fresh orange produced 23NL/kgVS more and fresh bread merely 2 NL/kgVS more than Mexico City OFMSW.

1. INTRODUCCIÓN

La modificación en la composición y generación de residuos sólidos urbanos (RSU) se debe en parte a las variaciones en los patrones de consumo de la población y de estilo de vida, los cuales a su vez han sido influenciados por el creciente proceso de urbanización e incremento de densidad poblacional en zonas conurbadas. Desafortunadamente en los países en vías de desarrollo no existe una gestión adecuada de residuos, que comienza desde la nula o baja eficiencia de separación en fuente de generación, falta de planeación y logísticas en las rutas de recolección y transferencia, un diseño adecuado de los sitios de disposición y capacitación de personal operador, hasta la falta de alternativas de recuperación de materiales valorizables y disposición, así como seguimiento a rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto una vez que su período de vida útil ha concluido (Jiménez-Martínez, 2015).

La gestión integral de residuos sólidos urbanos (GIRSU) es uno de los mayores retos para áreas urbanas en expansión (Chakraborty *et al.* (2011). Una gestión inadecuada de residuos urbanos se asocia con la instalación de pepenadores y asentamientos irregulares en las zonas cercanas a los sitios para disposición final de RSU causando problemas de tipo social. Otra problemática consiste en la falta de control de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera ocasionados por la disposición de residuos en vertederos a cielo abierto. Finalmente, otra problemática relacionada con la gestión inadecuada de RSU es la ausencia de instrumentos de política pública a nivel municipal y estatal en el país, por lo que existe disparidad entre el manejo de residuos en municipios con poblaciones mayores a 100 000 habitantes y municipios con poblaciones pequeñas (Jiménez Martínez, 2015).

A nivel nacional, la Ciudad de México (CDMX) ocupa el segundo lugar después del Estado de México en la generación de residuos sólidos urbanos, generado 12,893 toneladas diarias. Esta cifra representa una cantidad de 1.46 kg de residuo/día-hab (SEDEMA, 2015). Se muestra en la tabla 1.1 las diferentes fuentes de generación de RSU en la CDMX.

Tabla 1.1. Generación de residuos por fuente en la CDMX (Fuente: SEDEMA, 2015)

Fuente	%	Masa (ton/día)
Domiciliarios	48	6115
Comercios	15	1911
Mercados	10	1274
Servicios	15	1911
Controlados	3	382
Diversos	4	510
Central de abastos de DF	5	637

En la tabla 1.1 se observa que los comercios y servicios aportan la misma cantidad de los RSU generados diariamente en la CDMX (15% cada uno), además existen generadores cuyo principal componente son residuos alimenticios como los mercados con un 10% de aporte a la generación diaria de RSU y la Central de Abastos (CEDA), que aporta 5% y finalmente, las casas-habitación, poseen la contribución más significativa, aportando 48% del total en peso. Los residuos diversos y controlados aportan el 7% en peso y corresponden a residuos provenientes de reclusorios, hospitales y se caracterizan por requerir de manejo especial (SEDEMA, 2015).

Dado que la vida útil del sitio de disposición final Bordo Poniente ha concluido, ha sido clausurado y actualmente funciona como planta ~~de reciclaje~~, compostaje y tratamiento de lixiviados; se buscan alternativas que permitan disminuir la cantidad de RSU que ingresan a los rellenos sanitarios operados actualmente para cubrir la demanda de la CDMX. Esto se hace a través de estrategias como la separación en fuente de los residuos orgánicos e inorgánicos, instalación de plantas de separación de residuos reciclables y creación de mercados ambientales para distintos residuos con potencial valorizable (SEDEMA, 2015).

El Programa de Gestión Integral de los sólidos para el Distrito Federal (ahora Ciudad de México) (GDF, 2010) considera en el apartado 3.6 las tecnologías para aprovechamiento de los RSU generados como resultado de las actividades diarias de la población que habita en la ciudad, así como la población flotante que debido a actividades laborales o de esparcimiento genera residuos. En el caso de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) se plantea promover en la CEDA de la CDMX la utilización del proceso de digestión anaerobia (DA) o biometanización para tratamiento de los residuos orgánicos. Otro objetivo propuesto en este

programa es identificar las estaciones de transferencia que cuenten con una superficie mayor a 10,000 m² y que tengan disponibilidad de área para implementar el proceso de DA en sus instalaciones (GDF, 2010). Actualmente, dentro del programa *cero basura* de la CDMX, se plantea la instalación y operación en la CEDA de un digestor con una capacidad para tratar 2000 ton/d (CMDX, 2106).

Otra alternativa para el tratamiento de los RSU es la incineración, la cual depende del potencial calorífico y el contenido de humedad del material a ingresar; mientras que el compostaje es una opción de procesamiento para residuos orgánicos y su posterior reúso en suelos. Sin embargo, estos procesos presentan una mayor emisión de CH₄ y CO₂, en el caso de los tratamientos aerobios, ocasionando impactos nocivos al ambiente (Mata-Alvarez *et al.*, 2000, Allibardi y Cossu, 2015). En la tabla 1.2 se muestran los factores de emisión de CO₂ para diferentes alternativas de tratamiento de RSU.

Tabla 1.2. Factores de emisión de dióxido de carbono para diferentes esquemas de tratamiento de residuos sólidos urbanos (Baldasano y Soriano, 2000).

Tratamiento	Factor de emisión (TCO ₂ equivalente /Ton RSU)
Disposición en relleno sanitario	1.97
Incineración	1.67
Separación, compostaje y disposición en relleno sanitario	1.61
Separación, compostaje e incineración	1.41
Separación, biometanización seca y disposición en relleno sanitario	1.42
Separación, digestión anaerobia húmeda, incineración y disposición en relleno sanitario	1.19

Se observa que la disposición directa en relleno sanitario posee la mayor cantidad de emisión de CO₂ equivalentes a la atmósfera como GEI, además de la generación de pasivos ambientales una vez que el relleno sanitario ha concluido su vida útil. Las alternativas que incluyen separación antes del tratamiento tienen una cantidad menor de emisión; por otra parte, las opciones que usan el proceso de digestión anaerobia (DA) para obtener metano y usarlo como fuente de energía son las que emiten menor cantidad de gases a la atmósfera de todos los tratamientos; además de que el digestato generado puede someterse a compostaje antes de ser utilizado como mejorador de suelos por su contenido en nutrientes como fósforo y nitrógeno.

Generalmente, la DA se ha empleado para tratar residuos, tales como estiércol, aguas residuales industriales o municipales, lodos de tratamiento fisicoquímico o biológicos, etc. (Mata-Alvarez, 2003). Los procesos de DA se pueden clasificar de acuerdo con diferentes condiciones de operación, como lo son el contenido de

sólidos, el uso de un solo sustrato o codigestión de dos o más materiales, la temperatura de operación, etapas físicas y forma de operación ya sea continua, en flujo pistón o por lotes. Cada uno de estos procesos presenta ventajas y desventajas, así como distintas tasas de producción de biogás (Hartman y Ahring, 2006).

El potencial de aplicación para la biometanización de la FORSU ha crecido en los últimos años y tiene mayor aceptación que otros procesos como la incineración y el compostaje, ya que permite obtener gas que puede usarse como combustible o convertirse en energía eléctrica e incorporarse a las redes de distribución de ésta (de Baere y Matteus, 2008). Uno de los factores que han contribuido a la consolidación de la DA como una tecnología viable para el procesamiento de residuos es que, además de la producción de biogás, el remanente que no se convirtió en metano se puede compostear y emplear como mejorador de suelos. (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

El tratamiento que se da actualmente a una fracción de la FORSU en la CDMX consiste en compostaje y corresponde a un total de 2,374 ton/día provenientes de las estaciones de transferencia y plantas de selección (SEDEMA, 2013). La falta de consenso o estandarización en la metodología para establecer grupos o categorías al obtener información y analizar la FORSU o residuos orgánicos de comida ha llevado al desarrollo de diversas metodologías prácticas (aplicación de encuestas y cuestionarios, registros, muestreo de residuos) y trabajos de revisión bibliográfica (generación de datos usando estadísticas obtenidas de informes públicos y bases de datos) para promover la valorización de residuos orgánicos a través de la DA (Edjabou *et al.*, 2016).

Con la finalidad de incrementar la recuperación de nutrientes y obtener biogás de estos residuos orgánicos es indispensable conocer su composición y determinar cuáles sustancias son susceptibles de ser degradadas bajo condiciones anaerobias y producir metano. Actualmente existen pocos trabajos en los que se hace una identificación y separación de los grupos de residuos que componen a los residuos orgánicos ya sea municipales o provenientes de cafeterías, mercados o restaurantes; además de que la caracterización y análisis presentados por cada autor varía así como el objetivo de sus trabajos.

El objetivo principal de este trabajo fue identificar los componentes principales de la FORSU de la Ciudad de México, muestreando residuos orgánicos de una estación de transferencia y a través de un proceso de identificación visual, separarlos manualmente en diferentes fracciones, posteriormente hacer una caracterización fisicoquímica y bromatológica de dichas fracciones y la FORSU muestreada, así como obtener su producción de biogás y metano usando la prueba de potencial bioquímico de metano a escala laboratorio.

1.1 Objetivo general

Cuantificar las principales fracciones los principales componentes de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos en la Ciudad de México y determinar su capacidad para producir biogás.

1.2 Objetivos específicos

- Identificar las fracciones que componen la FORSU de la CDMX.
- Determinar la producción de biogás y metano de cada fracción.

1.3 Alcances

- La muestra de residuos orgánicos provendrá de la estación de transferencia de residuos sólidos de Coyoacán, CDMX.
- Se usará la prueba de potencial bioquímico de metano para determinar la capacidad de generación de biogás de cada una de las fracciones presentes en la FORSU.

2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

2.1 Generación y manejo de los residuos sólidos urbanos en la CDMX

Los residuos sólidos urbanos (RSU) están definidos por la Ley de residuos sólidos del Distrito Federal como “aquellos generados en las casas habitación, unidades habitacionales o similares que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los provenientes de cualquier otra actividad que genere residuos sólidos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías públicas y áreas comunes, siempre que no estén considerados por esta Ley como de manejo especial (Ley de residuos sólidos del Distrito Federal, 2003).

La CDMX, anteriormente conocida como Distrito Federal cuenta con una población de 8.8 millones de habitantes (SEDEMA, 2015), y un promedio de generación diaria de 1.46 kg/hab/día de residuos sólidos, los cuales son el resultado del crecimiento y desarrollo de comercio e industria, aumento en los niveles de consumo de productos y servicios de la población flotante que llega diariamente a la CDMX a realizar actividades diversas de carácter laboral, cultural o de esparcimiento (SEDEMA, 2015). Como parte de las estrategias para resolver la problemática que presenta la generación de residuos, así como su tratamiento y disposición final se deben realizar análisis cuantitativos y cualitativos de los residuos generados. Durán *et al.* (2013) llevaron a cabo un análisis de composición de RSU tomando muestras de las estaciones de transferencia funcionando en la CDMX e hicieron pruebas en laboratorio para determinar peso volumétrico, contenido de humedad, metales pesados y análisis elemental, los resultados se muestran en la tabla 2.1.

La CDMX está conformada por 16 delegaciones, de las cuales Iztapalapa, Gustavo A. Madero y Cuauhtémoc aportan el 41% de los residuos sólidos generados diariamente mientras que las delegaciones Cuajimalpa, Magdalena Contreras y Milpa Alta contribuyen con 4% de estos residuos. De acuerdo con SEDEMA (2015) el rango de generación de residuos en las delegaciones de la CDMX en su mayoría varía entre 0.9 y 1.4 kg/hab/día, aunque existen delegaciones como Venustiano Carranza, Cuauhtémoc y Miguel Hidalgo que generan 2 o más kg/día/hab. El aporte de residuos de cada delegación se muestra en la figura 2.1.

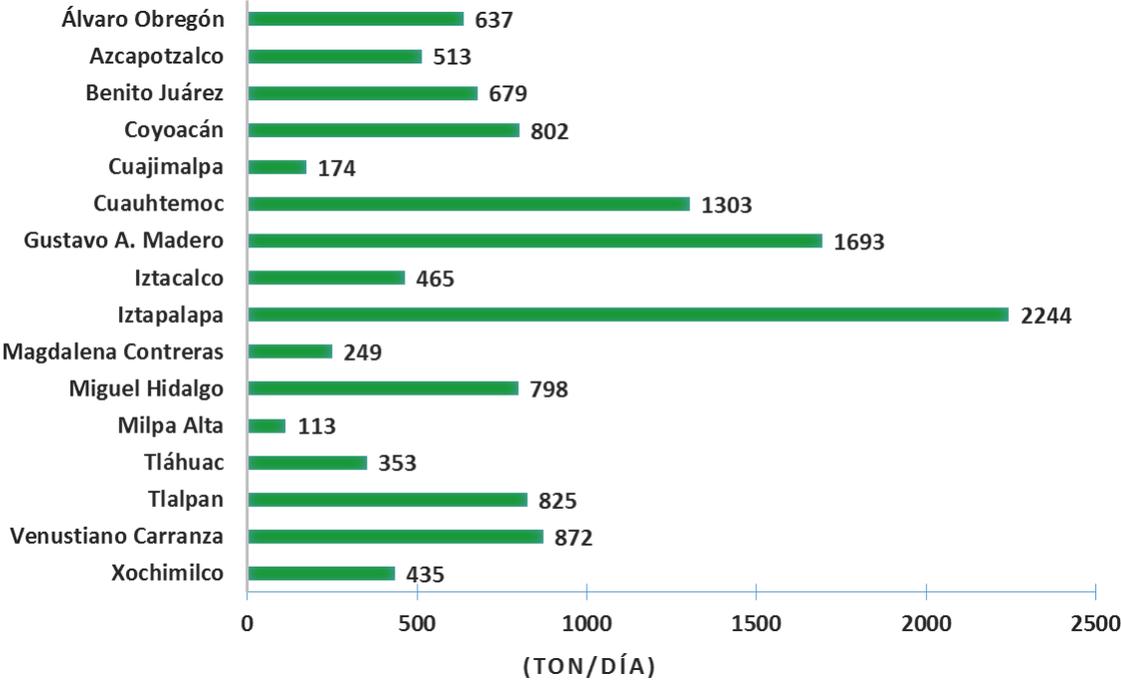


Figura 2.1. Generación de residuos sólidos urbanos por delegación de la CDMX (Adaptado de SEDEMA, 2013)

Para atender la demanda de este servicio la CDMX cuenta con una flotilla de 2,460 vehículos de recolección distribuidos en 1,773 rutas (SEDEMA, 2015). Estas rutas funcionan todos los días del año; sin embargo, desde el año 2004 se implementó en la CDMX la recolección separada de residuos orgánicos e inorgánicos, quedando asignados los días lunes, miércoles, viernes y domingo para residuos inorgánicos y los días martes, jueves y sábado para recolección exclusiva de residuos orgánicos. De acuerdo con SEDEMA (2013), a partir del año 2011 se ha observado un mayor impacto e incremento en la separación de residuos en la fuente de generación.

Algunos de los residuos enlistados en la tabla 2.1 poseen características que les dan un valor agregado ya sea para reuso, reciclaje o aprovechamiento de componentes. Se observa que casi 50% de los residuos sólidos urbanos generados son orgánicos, y son entregados en días específicos al sistema de recolección de la CDMX. Por otra parte, en las etapas de recolección, separación y procesamiento de residuos sólidos

se suelen recuperar materiales que poseen valor económico como materiales ferrosos, cartón, papel y plásticos; lo cual disminuye la cantidad de residuos que se ingresan a las estaciones de transferencia y por ende a los sitios de disposición final, incrementando el tiempo de vida útil de éstos (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Tabla 2.1. Composición física de los residuos urbanos de la CDMX (Durán *et al.*, 2013).

Categoría	Porcentaje en peso
Orgánicos	49.5
Plásticos	13.16
Residuos sanitarios	10.77
Papel	5.89
Otros	4.19
Cartulina	4.03
Textiles	3.64
Vidrio	2.65
Materiales para construcción	1.88
Residuos especiales	1.41
Material ferroso	1.16
Materiales finos	0.8
Madera	0.45
Aluminio y otros metales	0.29
Residuos peligrosos	0.18

Independientemente del día de recolección, los residuos son llevados a una de las 12 estaciones de transferencia, en las cuales se concentran los residuos sólidos que ingresan de la recolección tanto pública como de servicios particulares. Además la CDMX cuenta con 2 plantas de selección y separación de residuos de residuos con materiales reciclables, ubicadas una de ellas a un costado de la estación de transferencia de San Juan de Aragón y las otras en las instalaciones del relleno sanitario Santa Catarina. Para el procesamiento de residuos orgánicos existen 8 plantas de compostaje, las cuales se ubican en Bordo Poniente etapa IV, San Juan de Aragón y en las delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Xochimilco, Iztapalapa y 2 plantas en la estación de transferencia Milpa Alta. Debido a que no es factible la habilitación de un relleno sanitario nuevo dentro de la CDMX para disponer de los RSU generados diariamente, los residuos enviados a disposición en relleno sanitario son trasladados en vehículos transfer a tres sitios en el Estado de México (Cañada, Cuautitlán y Milagro) y a dos ubicados en el estado de Morelos (Tepoztlán y Cuautla) (SEDEMA, 2015).

2.2 Procesamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos

Con la finalidad de reducir la cantidad de residuos a disponer en los sitios de disposición final (rellenos o confinamiento), existe una jerarquización de los métodos por utilizar para dicho fin, teniendo como prioridad evitar la generación de residuos y considerando como opción menos deseable la disposición en relleno sanitario (Al

Seadi *et al.*, 2013). En Europa, a finales de los años 90 se implementó la directiva 1999/31/EC la cual decretó que la disposición en relleno sanitario no aplica para la FORSU y además se prohibió la apertura de nuevos rellenos, por lo cual se buscaron alternativas para manejo y tratamiento de residuos orgánicos (Mata-Alvarez *et al.*, 2000); Favoino *et al.*, 2003).

La recolección de residuos separados en la fuente de generación es una opción para proporcionar material de calidad a emplearse como materia prima en el proceso de DA, a la vez que reduce la cantidad de residuos sólidos orgánicos dispuestos en rellenos sanitarios o destinados a incineración. Esta acción favorece el reciclaje y valorización de residuos inorgánicos y la recuperación de nutrientes a partir de residuos orgánicos (Wellinger *et al.*, 2013).

En la figura 2.2 se observa un diagrama que muestra las etapas y procedimientos involucrados en la gestión integral de residuos sólidos urbanos (GIRSU) para su aprovechamiento y obtención de metano y digestato.

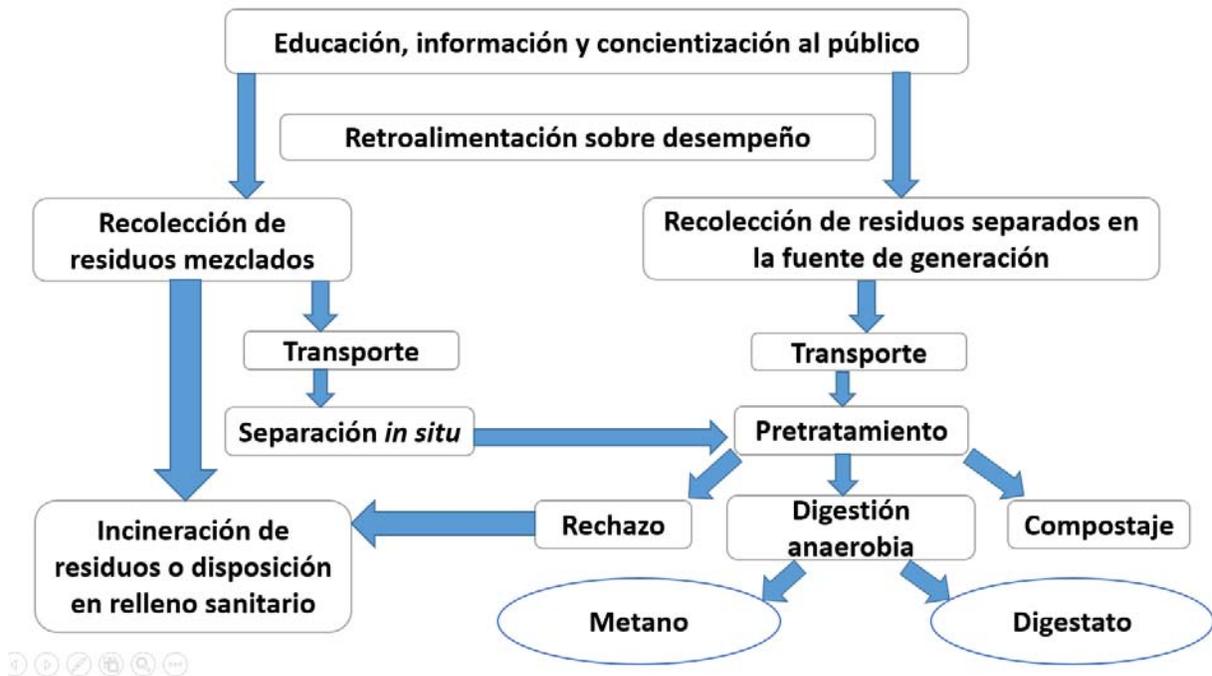


Figura. 2.2. Gestión integral de RSU para obtención de metano (adaptado de Wellinger *et al.*, 2013).

De acuerdo con Al Seadi *et al.* (2013) para evitar el ingreso de materiales contaminantes a la corriente de residuos orgánicos y llevar a cabo una gestión integral de los RSU debe existir una difusión adecuada y clara de la legislación aplicable a residuos sólidos urbanos. También se debe considerar la logística que abarque la definición de FORSU, los materiales que comprenden a ésta y tipos de contenedor usados para su recolección, frecuencia de recolección, establecimiento de algún pretratamiento físico y método de disposición o tratamiento (digestión anaerobia, compostaje) .

Al usar residuos urbanos mezclados (ruta del lado izquierdo de la gráfica) se requiere de una etapa adicional de separación *in situ* en la cual se remueven físicamente metales, plásticos y otros productos no deseables; sin embargo la adición de esta etapa incrementa los costos de operación de una planta de biogás, se disminuye la producción de biogás de acuerdo a un estudio llevado a cabo por y limita la utilización del digestato generado como fertilizante, debido a la presencia de materiales contaminantes (Hansen *et al.*, 2007). Y en el caso de usar residuos separados en su fuente de generación, la separación se omite y pasa directamente a pretratamientos físicos o químicos (ver capítulo 3.4), para facilitar la degradación de material orgánico e incrementar la producción de metano. La recolección separada permite ingresar material orgánico con mayor pureza al proceso de digestión anaerobia, además de que reduce la cantidad de residuos orgánicos dispuestos en relleno o incinerados. Finalmente, se observa que el material de rechazo es dispuesto en rellenos sanitarios o incinerado.

3. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia (DA) está definida como el proceso de degradación biológica de material orgánico en ausencia de oxígeno (Khanal, 2008). Angelidaki y Sanders (2004) la definen como la conversión biológica sin un aceptor externo de electrones de carbono orgánico a su estado más oxidado (CO_2) y a su estado más reducido (CH_4). El producto principal de este proceso es conocido como biogás, compuesto principalmente por CH_4 en un 65% y CO_2 en un 35% (Mata-Alvarez, 2003; Wellinger *et al.*, 2013). El biogás producido a partir de lodos residuales, biomasa o FORSU 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 (Weiland, 2010).

En la figura 3.1 se muestran las diferentes etapas del proceso de digestión anaerobia en el diagrama propuesto por Gujer y Zehnder (1983) usado en el procesamiento de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales.

Para llegar a la producción de biogás, el sustrato (lodo de agua residual, residuos sólidos, cultivos o excretas de animales), ya sea que cuente o no con algún tipo de pretratamiento; está compuesto de material particulado y biomoléculas de cadena larga como los carbohidratos, proteínas y lípidos que deben ser hidrolizados por las bacterias fermentadoras (señaladas con el número 1) en moléculas de menor tamaño, las cuales pueden ser usadas como sustratos por organismos fermentadores (convirtiéndose en azúcares y aminoácidos a partir de carbohidratos y proteínas, respectivamente) o por oxidantes anaerobios (los lípidos son convertidos en ácidos grasos de cadena larga). Los productos de estas reacciones intermedias son acetato, hidrógeno o ácidos grasos volátiles como el ácido butírico o propiónico, que a su vez se degradan en los precursores principales del metano: acetato, dióxido de carbono e hidrógeno (H_2) por la acción de bacterias acetogénicas productoras de

hidrógeno (correspondientes al número 2). El paso 3 tiene mucha importancia ya que las bacterias consumidoras de hidrógeno disminuyen la concentración de éste, haciendo termodinámicamente favorable la acetogénesis.

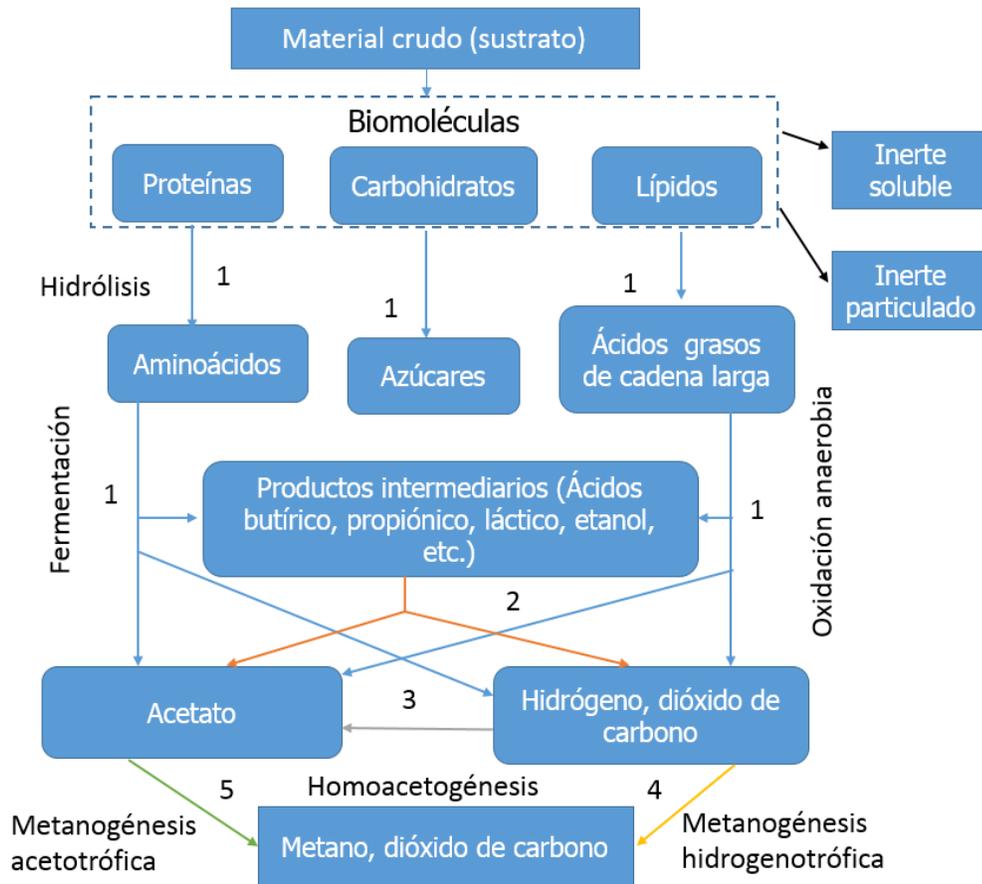


Figura 3.1. Etapas de la digestión anaerobia. Fuente: Gujer y Zehnder (1983) con modificaciones de Batstone *et al.* (2002) y Khanal (2008).

Finalmente, para obtener metano y dióxido de carbono existen dos rutas, las cuales son no competitivas: una requiere de acetato como sustrato y es llevada a cabo por arqueas acetotróficas (número 5) y la hidrogenotrófica que usa dióxido de carbono e hidrógeno como sustratos, los que son consumidos por microorganismos hidrogenofílicos (número 4). (Gujer y Zehnder, 1983; Batstone *et al.* 2002 y Khanal, 2008).

3.1. Etapas de la digestión anaerobia

La degradación de material particulado y soluble ocurre en diferentes etapas en las que el producto final de una etapa es el sustrato utilizado por los microorganismos de la siguiente, hasta llegar a los productos finales que son el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂). A continuación se detalla cada una de las etapas involucradas en la digestión anaerobia:

Hidrólisis: la primera etapa de la DA consiste en la degradación de materia orgánica compleja, ya sea particulada, suspendida o soluble, en compuestos más simples como aminoácidos, azúcares o ácidos grasos de cadena larga. Este proceso es llevado a cabo por la acción de enzimas extracelulares que son excretadas por bacterias fermentadoras (Mata-Alvarez, 2003) Esta etapa puede ser limitante en el proceso de DA en caso que los materiales ingresados al digestor tengan un elevado contenido de lípidos o una cantidad significativa de material particulado, como es el caso de estiércol, lodo de agua residual o residuos de comida (Khanal, 2008). Los productos solubles generados pueden ser usados por bacterias acidogénicas o fermentadoras en las etapas posteriores.

De acuerdo con Angelidaki y Sanders (2004) existen tres mecanismos principales para la liberación de enzimas que permiten la hidrólisis de materia orgánica compleja:

- 1.- Los microorganismos secretan enzimas al medio líquido, en donde éstas serán adsorbidas por una partícula o reaccionarán con sustratos solubles.
- 2.- Los microorganismos se adhieren al material particulado, secretan enzimas alrededor de éste para que sea solubilizado y los microorganismos aprovechan los sustratos solubles formados.
- 3.- Los microorganismos tienen adheridas enzimas que pueden actuar como medio de transporte del sustrato hacia el interior de la célula. Este método requiere la absorción del microorganismo en la superficie de la partícula.

Uno de los factores más importantes en esta etapa es el tamaño de partícula y la estructura molecular de los componentes del sustrato a procesar. Se puede inferir que la proporción de polímeros hidrolizados es menor o requiere de mayor tiempo de retención en el caso de sustratos particulados o de difícil degradación en comparación con sustratos con mayor contenido de polímeros disueltos o de fácil asimilación, ya que en los primeros sólo una fracción tiene mayor accesibilidad a las enzimas encargadas de la hidrólisis (Khanal, 2008).

Acidogénesis. La segunda etapa consiste en la producción de una mezcla de ácidos grasos volátiles (AGV) como el acético, propiónico, butírico y valérico así como hidrógeno y dióxido de carbono a partir de la fermentación de los aminoácidos y monosacáridos (azúcares) solubilizados durante la etapa hidrolítica (Mata-Alvarez, 2003). En el caso de la fermentación de los aminoácidos, los cuales provienen de las proteínas, otro producto generado es el amoníaco (NH_3); al encontrarse éste en concentraciones mayores a 1,500 mg/L causa inhibición de las arqueas metanogénicas por lo que afecta la etapa de metanogénesis; sin embargo, también existen casos en que concentraciones de 150 mg/L inhiben a las bacterias acetoclásticas metanógenas que no han sido adaptadas a estas condiciones (Khalid *et al.*, 2011; Khanal, 2008). En la tabla 3.1 se muestran los efectos de diferentes concentraciones de nitrógeno amoniacal sobre el proceso de DA.

Tabla 3.1. Concentración de nitrógeno amoniacal y su efecto en la digestión anaerobia (Khanal, 2008)

Nitrógeno amoniacal (mg/L)	Efectos
50-100	Benéfico
200-1000	No hay efecto adverso
1500-3000	Efecto inhibitorio en valores de pH elevados
Mayor a 3000	Tóxico

Acetogénesis. Los AGV con más de 2 carbonos (productos intermedios que son degradados por las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno) generan como productos finales de esta etapa acetato, H₂ y CO₂. Los ácidos grasos volátiles actúan como donadores de electrones produciendo dióxido de carbono al ser degradados, además poseen la función de aceptores de electrones al transformar el H⁺ en H₂. Estas moléculas son las precursoras del metano, ya que el CO₂ es un aceptor de electrones, que junto con el hidrógeno (donador de electrones) forma metano al ser procesado por bacterias metanogénicas hidrogenotróficas (Mata-Alvarez, 2003).

La etapa de acetogénesis es de vital importancia debido a que los productos finales son los utilizados en la producción de biogás, sin embargo deben estar en determinadas cantidades, ya que en caso de existir una elevada concentración de hidrógeno, se inhibe la producción de metano, incrementando la concentración de AGV (como el ácido propiónico y butírico) dentro del reactor, acidificándolo. El nivel óptimo de presión parcial para que las reacciones de acetogénesis sean termodinámicamente favorables (el intercambio neto de energía, ΔG, debe ser negativo) está ubicado dentro del rango de 10⁻⁴ a 10⁻⁵ atm (Mata-Alvarez, 2003).

Metanogénesis. Es la etapa final de la digestión anaerobia y donde se da la producción de biogás. El sustrato se estabiliza al convertir el ácido acético en metano, y además se produce dióxido de carbono, el cual se encuentra en fase gaseosa o se incorpora a la alcalinidad como bicarbonatos. Una de las características de esta etapa es que sólo compuestos como el ácido acético, metanol e hidrógeno pueden ser usados como fuentes de energía por microorganismo productores de metano (Mata-Alvarez, 2003). En la tabla 3.2 se muestran cuáles son las reacciones que hay durante la etapa metanogénica.

Tabla 3.2. Reacciones metanogénicas más comunes (adaptado de Chynoweth, 1996)

Sustrato	Reacción de formación de metano
Hidrógeno	$4 \text{ H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2 \text{ H}_2\text{O}$
Acetato	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
Metanol	$4 \text{ CH}_3\text{OH} \rightarrow 3 \text{ CH}_4 + \text{CO}_2 + 2 \text{ H}_2\text{O}$
Monometilamina	$4 (\text{CH}_3)\text{NH}_2 + 2 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow 3 \text{ CH}_4 + \text{CO}_2 + 4 \text{ NH}_3$

Para la producción de metano existen las siguientes rutas: una es la conversión que hacen las arqueas acetoclásticas metanogénicas o acetotróficas, donde el precursor es el ácido acético y aporta la mayor proporción de metano (Gujer y Zehnder, 1983). La metanogénesis hidrogenotrófica por otra parte emplea H_2 y CO_2 ; esta ruta genera una cantidad menor de metano y posee un papel importante en el proceso. Las bacterias hidrogenofílicas o consumidoras de hidrógeno (HBM por su nombre en inglés) evitan la acumulación de éste en el sistema y por ende evitan el incremento de su presión parcial, la cual es una de las causas de inhibición de los microorganismos metanogénicos (Mata-Alvarez, 2003).

3.2 Microbiología de la digestión anaerobia

El proceso de degradación anaerobia de materia orgánica compleja es llevado a cabo por diferentes grupos de microorganismos, y su interacción da como resultado la transformación del sustrato inicial en los productos finales de dicho proceso. En general las comunidades microbianas presentes en un digestor anaerobio pueden ser clasificadas en dos dominios: en el dominio *bacteria* se ubican las bacterias fermentadoras, acetogénicas reductoras de protones. En el dominio *arquea* se ubican las metanógenas hidrogenotróficas y metanógenas acetoclásticas (Demirel y Scherer, 2008). A continuación se enlistan los microorganismos involucrados en el proceso de DA:

- Bacterias acidogénicas: conocidas también como bacterias hidrolíticas o fermentadoras. Es el grupo encargado de las etapas de hidrólisis y acidogénesis. Las bacterias hidrolíticas son las encargadas de volver soluble al material particulado en un proceso extracelular, posteriormente al degradar el material soluble; se convierte en ácido acético y compuestos intermediarios como el etanol, ácido láctico, hidrógeno, dióxido de carbono, ácido propiónico, fórmico y butírico (Sandoval-Lozano *et al.*, 2009). Las especies más encontradas en este proceso son *Bacteroides*, *Clostridium*, *Butyrivibrio*, *Eubacterium*, *Bifidobacterium* y *Lactobacillus*. Los productos hidrolizados de proteínas, por ejemplo, péptidos y aminoácidos son fermentados en AGV, CO_2 , H_2 , NH_4^+ y S^{-2} por bacterias fermentadoras como las *Clostridia* (Khanal, 2008).
- Bacterias acetogénicas: son bacterias heterótrofas homoacetógenas encargadas de convertir a los AGV en acetato y usan sustratos como el metanol o formiato, generando como producto final ácido acético y dióxido de carbono (Khanal, 2008). El acetato es utilizado como sustrato por microorganismos metanogénicos. Cuando el etanol (CH_3CH_2OH) es transformado en acetato, se utiliza dióxido de carbono y hay producción de acetato (CH_3COO^-) e hidrógeno (H_2). Las bacterias formadoras de acetato crecen en un relación sintrófica con los microorganismos formadores de metano, ya que si hay acumulación de hidrógeno y se da un incremento de la

presión de éste dentro del sistema, ocasionará inhibición de la actividad de bacterias acetogénicas (Sandoval Lozano *et al.*, 2009).

- Arqueas metanógenas: las arqueas son un grupo de microorganismos que se distinguen de las bacterias por la presencia de lípidos en la membrana y carece de características básicas de una célula; conocidas anteriormente como arqueobacterias, actualmente tienen asignado un dominio particular, separándolas de las bacterias y eucariontes (Khanal, 2008). Estas arqueas son anaerobias obligadas y tienen un rango limitado de sustrato, el cual emplean para la producción de metano. Se les divide en dos clasificaciones:

Metanogénicas acetotróficas: conocidas como también como acetoclásticas, contribuyen con la mayor parte del metano generado en el proceso de DA, las especies agrupadas dentro de las acetotróficas son *Methanosarcina* y *Methanosaeta*. Algunas de estas arqueas acetotróficas poseen una velocidad de replicación menor que las metanógenas hidrogenotróficas, ya que su aprovechamiento del acetato como sustrato es menos eficiente, por lo cual su tiempo de duplicación es de siete días o más (Wellinger *et al.*, 2013). *Methanosarcina spp.* Presenta morfología de cocos y se le encuentra regularmente agrupada en forma de racimos (ver figura 3.2). Los microorganismos *Methanosarcina* poseen la ventaja de usar tanto la ruta acetoclásticas como la hidrogenotrófica para producir metano, volviéndolas más resistentes en caso de que la ruta acetotrófica se vea limitada (Cho *et al.*, 2013); además se ven favorecidas en reactores con concentraciones elevadas de nitrógeno amoniacal y AGV.

Se caracterizan por ser tolerantes a cambios repentinos de pH de entre 0.8 y 1 unidades causados por sobrecargas de sustrato; su tasa de crecimiento es elevada (su población se duplica en el orden de 1- 1.2 días). *Methanosaeta spp.* por otra parte son arqueas filamentosas y se encuentran aglomeradas; su presencia se ve favorecida en digestores anaerobios a escala industrial con tiempos de retención hidráulicos de 28 días y concentraciones de acetato en el rango de 100-150 mg/L. Además se encuentra en abundancia en digestores alimentados con lodos residuales granulados en comparación con lodos floculentos (Demirel y Scherer, 2008).

Metanogénicas hidrogenotróficas (Comprende los órdenes *Methanomicrobiales*, *Methanococales*, *Methanopyrales* y 4 cuatro géneros del orden *Methanosfera*): también conocidas como hidrogenofilicas, poseen un tiempo de duplicación que varía de 4 a 12 horas. Debido a estas características, los reactores presentan estabilidad notable bajo diversas condiciones. 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 se acumule e inhiba a los microorganismos acetotróficos. De acuerdo con Demirel y Scherer (2008) se ha encontrado que presentan una

mayor actividad metanogénica en el rango de los 55-65° C e, incluso a una temperatura de operación de 65°C, se favorece aún más la actividad biológica de los microorganismos que usan H₂ y CO₂ en sus procesos biológicos.

3.3 Factores que influyen en la digestión anaerobia

La digestión anaerobia, al ser un proceso en el que actúa un conjunto de microorganismos, está regulada por los factores medioambientales que inciden sobre la población encargada de llevar a cabo las reacciones enunciadas previamente. Los principales factores son la temperatura, relación carbono-nitrógeno, pH, tamaño de partícula, alcalinidad y contenido de sólidos (Hartmann y Ahring, 2006).

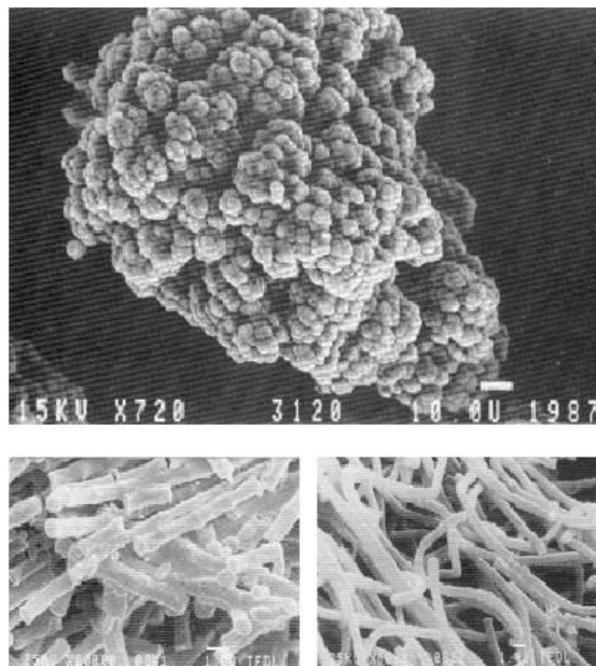


Figura 3.2. Principales metanógenas acetotróficas, género *Methanosarcina* en la parte superior y género *Methanosaeta* abajo (Henze, 2008).

3.3.1 Temperatura

Para que el proceso de digestión anaerobio sea favorecido se debe operar en dos rangos de temperatura: el mesofílico que varía de 35°C a 40°C y el termofílico de 50° a 60°C (ver figura 3.3). Dado que la DA comenzó usando lodo de agua residual como sustrato, el rango de operación a nivel industrial más común era el mesofílico, por ser un proceso más estable y el incremento de costo que implica elevar y mantener la temperatura de operación. Operar un digestor en rango termofílico ofrece ventaja sobre la digestión seca ya que además requiere menos energía para elevar la temperatura, comparándole con digestión por vía húmeda (de Baere y Matteeuws, 2008). La temperatura posee influencia en las reacciones llevadas a cabo en el

proceso de DA, particularmente la metanogénesis, ya que en el rango de 55 a 65°C se incrementa la actividad biológica de las arqueas hidrogenofílicas y por lo tanto, la tasa de producción de biogás aumenta (Demirel y Scherer, 2008). Otra ventaja en la DA termofílica es la eliminación de patógenos que se encuentran en el medio, después de ser ingresados al reactor para producción de biogás (Hartmann y Ahring, 2006).

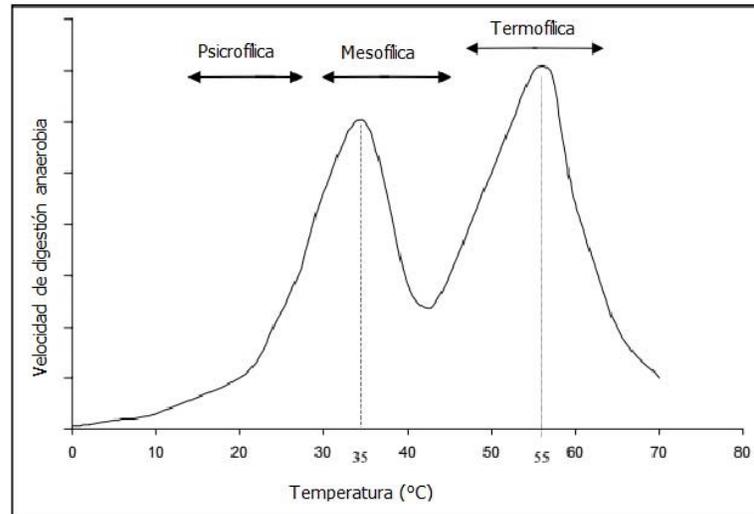


Figura 3.3. Rangos de temperatura óptimos para la digestión anaerobia (Adaptado de Mata-Alvarez, 2003)

3.3.2. Contenido de sólidos en el reactor

La operación de un digestor en vía húmeda o seca se encuentra en función de la concentración de sólidos del sustrato utilizado para la producción de biogás. La digestión vía húmeda consiste en utilizar un sustrato con un contenido de sólidos menor al 20% en peso, mientras que la digestión por vía seca puede ubicarse entre el 20-30% de contenido de sólidos (Hartmann y Ahring, 2006).

De acuerdo con Weiland (2010), los procesos de digestión húmeda son operados en concentraciones de sólidos totales menores a 10%, y les permite ser aplicados en reactores de mezclados completos, además de tener mayor campo de aplicación en el sector de la agricultura. Mientras tanto, los procesos en digestión seca tienen un contenido de sólidos entre el 15% y 35%. 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. Una de las ventajas que presentan los procesos en vía seca es la de requerir equipos de menor tamaño, así como la capacidad de soportar cargas orgánicas de $10 \text{ kgSVM}^{-3}\text{d}^{-1}$; sin embargo no hay una mezcla homogénea, además de que es más fácil el bombeo del sustrato en procesos de vía húmeda (Hartmann y Ahring, 2006).

En un trabajo llevado a cabo por Fernández *et al.* (2008) se operaron dos digestores con una capacidad de 2L y llenado a 1.7 L con un contenido de 20 a 30% de ST

(digestión vía seca de una sola etapa a nivel laboratorio en rango mesofílico) usando FORSU como sustrato y un inóculo mesofílico de una planta de tratamiento de aguas residuales. Se observó que en los reactores operando con un contenido de 20% de sólidos, la producción de biogás se dio entre los días 14-39 de operación; mientras que en el reactor con 30% de ST se detectó generación de biogás a partir del día 50 hasta el día 76, ya que la etapa acidogénica se prolongó hasta el día 35 de operación

Este trabajo contrasta con lo señalado en un análisis de la cinética y comparación entre la DA de la FORSU en vía seca mesofílica y en rango termofílico (Fernández-Rodríguez *et al.*, 2013). Donde se señala que un incremento en la temperatura de proceso implica mayor actividad microbiana y un mayor consumo de sustrato, lo que deriva en un incremento en la producción de metano. Durante un tiempo de evaluación de 70 días se observó que la producción de metano en el reactor mesofílico comenzó en el día 10, mientras que en el reactor termofílico se empieza a obtener metano desde el día 3, además se obtiene una cantidad mayor de metano acumulado al final de la experimentación. Uno de los factores que los autores de este trabajo mencionan como relevantes es el periodo de adaptación del inóculo al sustrato y al rango de temperatura, la tasa de crecimiento específico que en el reactor termofílico es mayor comparada con el reactor mesofílico.

3.3.3 pH

La producción de metano se ve favorecida en un rango de pH de 6.5 a 8.5, siendo el óptimo entre 7.0 y 8.0. Ya que la digestión anaerobia está basada en un complejo microbiano y no en una sola población, este proceso se ve altamente inhibido si el pH sobrepasa este rango. Una de las causas de los desequilibrios en el pH de operación de un digestor anaerobio es la acumulación de amoníaco (NH_3). Al incrementar la concentración de amoníaco, el pH dentro del reactor incrementa. Por otra parte, la acumulación de AGV no siempre resulta en una disminución del pH, debido a la capacidad reguladora del sustrato usado (Lee *et al.*, 2009; Weiland, 2010). Los AGV son intermediarios en el proceso de DA; sin embargo, no todos poseen la misma capacidad de afectar el pH. El ácido acético suele estar en concentraciones mayores que los otros AGV como propiónico y butírico; pero estos últimos causan mayor inhibición sobre los microorganismos metanógenos (Ward *et al.*, 2008).

Dado que la hidrólisis es una etapa crucial en la DA, existen tecnologías comerciales que separan en dos etapas dicho proceso con la finalidad de optimizar la producción de biogás, al colocar en una etapa la hidrólisis y acidogénesis, las cuales tienen un óptimo rendimiento en un rango de pH entre 5.5 y 6.5, mientras que las etapas acetogénica y metanogénica se ven favorecidas a un pH de 6.5 a 8.2 por lo que se deja en la segunda etapa a estas reacciones (Khalid *et al.*, 2011).

3.3.4. Alcalinidad

La alcalinidad está relacionada con el pH y también es un factor que afecta el proceso de DA. La alcalinidad presente en el sustrato utilizado se expresa como concentración de carbonato de calcio (CaCO_3) en mg/L y debe mantenerse en valores superiores a 1,000 mg/L. En caso de que la concentración sea menor, la probabilidad de acidificación del sustrato se incrementa causando inhibición de la etapa metanogénica, por lo que se suele adicionar alcalinidad como CaCO_3 en el proceso (Fantozzi y Buratti, 2011).

A la relación de la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad total se le conoce como índice tampón o índice *buffer* (Speece, 1996) y el rango óptimo para dicho valor debe oscilar entre 0.2 -0.3 en un proceso de digestión anaerobia; lo cual indica que por lo menos 60% de la alcalinidad total de un sistema debe provenir del sistema bicarbonato- ácido carbónico (índice α , alfa) debe ubicarse arriba de 0.5 durante el arranque del reactor y una vez estabilizado el valor recomendado es de 0.7 (Campuzano, 2015).

3.4. Pretratamientos empleados en la producción de biogás

Con la finalidad de incrementar la disponibilidad del sustrato en el proceso de digestión anaerobia, se han desarrollado diferentes tecnologías y pretratamientos. Varios provienen de la industria del tratamiento de aguas residuales o de la producción de bioetanol a partir de cultivos. Cada uno de estos tratamientos posee ventajas y desventajas que se deben considerar si desea incorporarse al proceso de producción de biogás, así como el tipo de materia prima para el cual es más recomendable. Existen artículos publicados donde se utilizan pretratamientos a escala laboratorio, piloto o reactor industrial, por esta razón se debe tener cuidado al seleccionar un pretratamiento o la combinación de varios; ya que los costos pueden elevarse dependiendo de la escala de aplicación, el tipo de sustrato y la complejidad que presente. Se debe mencionar que los costos que implican los pretratamientos no son considerados frecuentemente en artículos de investigación (Wellinger, *et al.*, 2013).

En el caso de la FORSU que es un sustrato particulado y heterogéneo, la etapa limitante es la hidrólisis, tanto por el acceso limitado que tienen los microorganismos hidrolíticos a los residuos sólidos como la dificultad de rompimiento de enlaces que presentan algunos polímeros complejos como la lignina y la hemicelulosa. Por lo tanto, las formas más comunes de mejorar el desempeño de digestores tratando residuos urbanos es reduciendo el tamaño de partícula y otra forma consiste en el empleo de pretratamientos biológicos o fisicoquímicos para romper los enlaces de los polímeros y volverlos moléculas más simples, las cuales son solubles y susceptibles a la hidrólisis (Mata-Alvarez, 2003). Algunos de los objetivos del pretratamiento para la FORSU son: incrementar la porosidad de los materiales lignocelulósicos, romper los enlaces entre ligninas y celulosas, para aprovechar estas últimas para incrementar la producción de metano. Además un

pretratamiento efectivo debe mejorar las condiciones para la formación de azúcares simples, evitar la degradación o pérdida de carbohidratos, evitar la formación de compuestos que causen inhibiciones en cualquiera de las etapas de la DA y finalmente, que su costo sea razonable (Kumar *et al.*, 2009). A continuación se describen los pretratamientos más comunes:

- Pretratamiento físico: el tratamiento físico consiste principalmente en la reducción del tamaño de partícula para incrementar el área superficial de contacto entre el sustrato y los microorganismos encargados de hacer la hidrólisis. El pretratamiento físico a su vez se divide en pretratamiento mecánico, térmico y ultrasónico (Hansen *et al.*, 2007).
- Pretratamiento mecánico. Se utiliza también con la finalidad de separar materiales no deseados como plásticos o metales a la entrada del reactor, ya que pueden provocar fallas en el proceso. Todas las tecnologías de pretratamiento arrojan dos corrientes: una de rechazo y otra de biomasa o sustrato. En un sustrato tratado adecuadamente se espera que la biomasa tenga pocas impurezas y alto potencial de metano. La reducción del tamaño del material que se alimenta al digestor facilita la degradación de compuestos complejos al reducirlos de tamaño e incrementar la superficie de contacto entre sustrato y microorganismos (Li *et al.*, 2011).

Existen diferentes tipos de pretratamiento mecánico, los más comunes son los que involucran aplastamiento (trituradoras de martillo) y de corte (cuchillas), dado que el requerimiento energético de estos pretratamientos es elevado se debe considerar si es una alternativa viable el gasto requerido comparado con el incremento de producción biogás al usar estos pretratamientos (Wellinger *et al.*, 2013). En un trabajo realizado por Hansen *et al.* (2007) que analiza el efecto de distintos pretratamientos físicos de residuos orgánicos separados en la fuente, usando como equipos un extrusor, una malla con discos y una cortadora seguida de un imán. El tratamiento con cortadora e imán arrojó valores de sólidos volátiles mayores en comparación con los otros pretratamientos, lo cual se vio reflejado en pruebas a nivel piloto donde la producción de metano fue mayor. Cabe mencionar que la ciudad cuyos residuos fueron tratados con este pretratamiento, recibe los residuos en bolsas de papel y no de plástico como el resto de los residuos de las otras ciudades.

- Pretratamiento térmico: conocido también como tratamiento de líquido acuoso caliente, el sustrato es calentado a presión hasta una temperatura de 220° C durante un tiempo determinado, se enfría y finalmente se ingresa al digestor. En caso de que el sustrato tenga bajo contenido de humedad, se adiciona agua antes de tratarlo (Wellinger *et al.*, 2013). El principio de este pretratamiento es la solubilización parcial de ciertos compuestos de difícil degradación como el material lignocelulósico, lo cual reduce el volumen del digestor y mejora la producción de biogás o en el caso de que el sustrato sea lodos de agua

residual, se disminuye el porcentaje de humedad presente. Otra ventaja es que la energía térmica de este proceso puede ser recuperada para elevar la temperatura en el proceso de DA, ya sea que esté en rango mesofílico o termofílico (Mudhoo, 2012).

Al usar el pretratamiento térmico se debe ser selectivo tanto de la temperatura como del tratamiento y considerar el contenido de humedad del sustrato, ya que en temperaturas mayores de 160 °C, no sólo solubiliza la hemicelulosa, sino también la lignina, ésta última produce compuestos fenólicos que poseen efectos tóxicos o inhibitorios en las bacterias y arqueas, y por consiguiente afectando la DA (Hendriks y Zeeman, 2009). Por esta razón se debe seleccionar cuidadosamente la temperatura, el medio en que se solubilizará y el tiempo de permanencia en dicho medio.

- Pretratamiento ultrasónico: el ultrasonido se define como cualquier onda que se ubique arriba de 20 kHz, que es el límite superior perceptible para humanos. Cuando se aplica este rango de frecuencias en un medio, se generan burbujas que al hacer implosión generan una onda de choque que afecta las estructuras de los compuestos presentes en el medio donde se aplica. Un factor a considerar es la relación de la frecuencia usada con el tamaño de burbuja generado, a una frecuencia de 20 kHz se producen burbujas más grandes, mientras que a una frecuencia de 40 kHz se generan burbujas más pequeñas. Las frecuencias más bajas son empleadas con la finalidad de romper estructuras o enlaces, el cual es el caso particular del pretratamiento para digestión anaerobia (Mudhoo, 2012; Wellinger *et al.*, 2013).

La aplicación más común del pretratamiento ultrasónico es en reactores que usan los lodos de aguas residuales como sustrato, ya que el contenido de estos lodos es difícil de hidrolizar si se ingresan sin tratamiento a la DA. Apul y Sanin (2010) reportan un incremento de sustrato disponible como DQO soluble usando lodos de agua residuales sometidos a un tratamiento ultrasónico, donde el tiempo que permitió mayor producción de biogás fue de 15 minutos, incrementando en un 36% la producción de biogás y 65% la producción de metano para una carga orgánica de 1 kg/m³día.

- Pretratamiento químico alcalino: Este pretratamiento puede ser llevado a cabo con diferentes concentraciones de hidróxido de calcio o Ca(OH)₂, hidróxido de sodio (NaOH) o hidróxido de potasio (KOH). El principio de funcionamiento es retirar el grupo acetato de la hemicelulosa, lo cual la hace más accesible a la acción de enzimas hidrolíticas. La adición de álcalis también causa abultamiento de la lignocelulosa, aunque esto se considera como un efecto secundario. La lignina también es solubilizada parcialmente por este pretratamiento, lo cual hace vuelve más accesibles a la celulosa y hemicelulosa que se encuentran envueltas por la lignina (Mata-Alvarez, 2003).

El pretratamiento con álcalis puede ser aplicado a temperatura ambiente, aunque el tiempo requerido para que sea efectivo puede ser de horas o incluso días, comparado con otros pretratamientos cuyo tiempo de retención es del orden de minutos o unas cuantas horas. Otra ventaja que posee es que las sales empleadas pueden ser recuperadas o regeneradas (Kumar *et al.*, 2009). El hidróxido de calcio es una opción de bajo costo para incrementar la solubilidad de compuestos complejos encontrados en la FORSU, López-Torres y Espinosa-Llórens (2008) reportan un incremento de solubilidad del 11.5%, el cual se refleja en la DQO soluble que incrementó de 13 675 mg/L a 19 359 mg/L aplicando 2.3 g de $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$ en un período de 6 horas en reactores por lotes a nivel laboratorio. Sin embargo es importante conocer los rangos de concentración adecuada de álcali, ya que un exceso de ésta tiene el efecto opuesto al disminuir la DQO soluble, y por ende afectando la etapa de hidrólisis en el digestor anaerobio.

- Pretratamiento ácido: el efecto de los ácidos en el sustrato es la solubilización de la hemicelulosa presente, incrementando la disponibilidad de la celulosa para su degradación. Se pueden usar tanto ácidos débiles como fuertes para hidrolizar la hemicelulosa. La solubilización de ésta y la precipitación de la lignina solubilizada son mayores al usar un ácido fuerte comparado con ácidos débiles. Una desventaja de usar ácidos como el nítrico (HNO_3) o el sulfúrico (H_2SO_4) es que dentro del proceso de digestión anaerobia la producción de metano se ve afectada, como resultado de la reducción de los sulfatos y nitratos a H_2S y N_2 , respectivamente (Hendriks y Zeeman, 2009).
- Pretratamiento biológico: el objetivo del pretratamiento biológico es preparar los sustratos para la degradación enzimática y utiliza enzimas, hongos, bacterias o la combinación de éstos, sin embargo las condiciones y forma en que se emplean varían en función del tipo de sustrato que se desea digerir.

En los procesos de pretratamientos biológicos los microorganismos como hongos cafés o blancos son usados como una alternativa de bajo costo para degradar material lignocelulósico; los hongos cafés degradan principalmente la celulosa, mientras que los blancos atacan tanto a la celulosa como a la lignina; este proceso ocurre por la acción de enzimas que degradan la lignina, tales como las peroxidasas y lacasas (Kumar *et al.*, 2009). Otra forma de pretratamiento es la adición de enzimas como celulasas, pectinasas, xilanasas y amilasas; éstas se pueden aplicar ya sea directamente en un reactor de una sola etapa, se pueden adicionar en la primer etapa (de hidrólisis y acidogénesis) en un sistema de dos etapas o en caso de que haya una etapa de pretratamiento, ya que los pretratamientos biológicos poseen la ventaja de que pueden ser utilizados con otros tipos de pretratamiento para incrementar la solubilización del sustrato (Wellinger *et al.*, 2013).

El uso de enzimas comerciales como la peptidasa y lipasa ha tenido efectos positivos al usarlas en lodos primarios de aguas residuales. Al agregar estas enzimas en una temperatura de 39° C, con una relación de 10% con respecto al peso de sólidos totales se detectó un incremento de la DQO soluble de 11 a 18 g/L. Además el lodo pasó de ser un material viscoso a uno con mayor fluidez y mejores propiedades de separación de fase (Mata-Álvarez, 2003).

3.5 Digestión anaerobia de residuos sólidos a nivel industrial

La aplicación de la digestión anaerobia para tratamiento de residuos sólidos a nivel industrial ha tenido un incremento notorio desde mediados de los Noventa en Europa. Para la producción de biogás se aplican procesos con base en el contenido de humedad del sustrato utilizado y el rango de temperatura de operación. Los sistemas de digestión vía húmeda con tanque de mezclado vertical son los más aplicados, con diferentes tipos de mezclado de acuerdo con el sustrato usado (Weiland, 2010). Tanto Hartmann y Ahring (2006) como de Baere y Matteews (2008) han publicado trabajos evaluando las tendencias de digestores anaerobios que usan residuos sólidos urbanos en su proceso. Estos autores coinciden en que antes del año 2000, los digestores operando en el rango mesofílico eran más abundantes y existían 53 plantas con una capacidad instalada para tratar 1'037,000 ton/año; para el año 2010 existía una estimación de 170 plantas con una capacidad de procesar 5'000,000 ton/año. Esto indica que el proceso de digestión anaerobia de residuos domésticos está establecido como una alternativa viable para disminuir los impactos en el ambiente causados por su disposición en relleno sanitario, además sus productos finales pueden ser aprovechados para generación de electricidad y el digestato puede pasar por compostaje para posteriormente usarse como mejorador de suelos (Al Seadi *et al.*, 2013).

Dado que la producción de metano de la FORSU es variable, es de interés conocer las condiciones como temperatura, humedad, existencia de pretratamientos o codigestión usados en procesos comerciales de DA. Hartmann y Ahring (2006) reportan que los procesos termofílicos son más eficientes que los mesofílicos en la producción de biogás a diferentes cargas orgánicas. La mayor producción de biogás corresponde a reactores de digestión vía húmeda termofílicos con una carga orgánica de 6 kg de sólidos volátiles/día. Para procesos de alto contenido de sólidos (digestión seca) se presenta mayor eficiencia usando una carga orgánica mayor a 6 kgSV/día, en contraste con procesos de vía húmeda que operan mejor a una carga menor a 6 kgSV/día. En la tabla 3.3 se presentan algunas tecnologías comerciales y sus características de operación.

Dranco: es un proceso comercializado por Sistemas de Residuos Orgánicos (OWS por sus siglas en inglés) de Bélgica que usa un reactor vertical tipo silo con un fondo cónico para descarga del residuo (digestato). La tasa de alimentación es de 1 tonelada de sustrato por 6-8 toneladas de digestato (De Baere, 2010), el cual es

alimentado con una bomba y se alimenta por la parte superior del reactor. Se caracteriza por ser un proceso de una sola etapa, que opera en sentido descendente con 40% de contenido de sólidos en el reactor. En la figura 3.3 se presenta un esquema del proceso Dranco.

Tabla 3.3. Condiciones de operación de tecnologías comerciales para producción de biogás (Fuente: propia)

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

El proceso comienza con el pretratamiento de los sólidos, los cuales son reducidos de tamaño y pasados por una malla, representando otra ventaja al remover plásticos y metales que puedan dañar al equipo. El sustrato molido es mezclado con el digestato recirculado y se adiciona un corriente de vapor para subir la temperatura a 35° C si se opera en rango mesofílico o hasta 55° C, si es un reactor termofílico, el tiempo de retención en el digestor es de 20 días. El vapor utilizado es calentado con gas recuperado del mismo proceso y dado que es un proceso de vía seca sólo se aplica el calor necesario para que el sustrato ingrese al digestor a la temperatura deseada (Li *et al.*, 2011, De Baere, 2010).

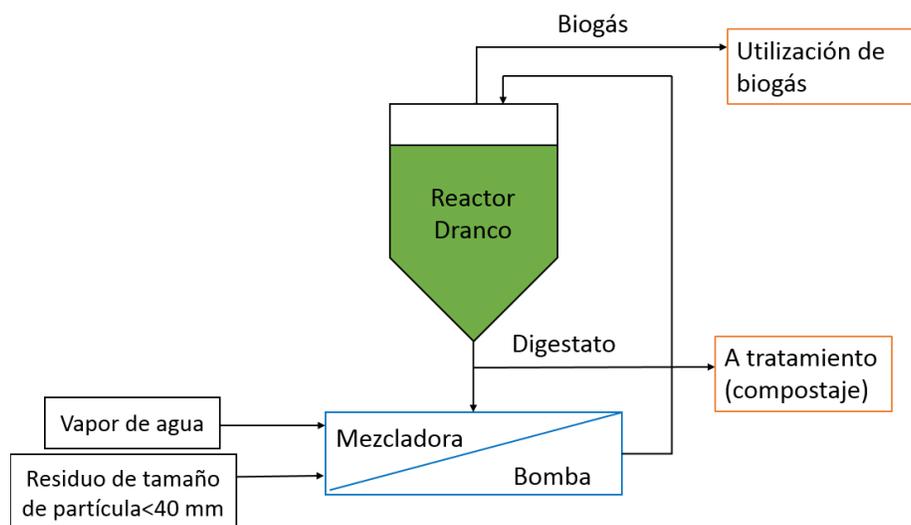


Figura 3.4. Diagrama del proceso Dranco (Adaptado de de Baere, 2010)

Valorga: es un proceso de origen francés, desarrollado en 1981 y ahora es propiedad de la compañía Valorgas Internacional, opera con un contenido de sólidos totales del rango de 25-35% y un tiempo de retención de 18 a 25 días. Se caracteriza por ser un reactor vertical, con recirculación interna y una partición vertical en el centro del reactor, y que se distribuye parcialmente en el diámetro del cilindro y llega hasta el borde del equipo. El sustrato ingresa y se mezcla con lixiviado recirculado, que funciona como inóculo, pasa a través de una entrada cerca del fondo y se desplaza alrededor de la placa vertical hasta ser descargado en una salida localizada diametralmente opuesta de la tubería de entrada. Parte del biogás generado se recircula a través de unos inyectores localizados en el fondo del reactor, con la finalidad de hacer una homogeneización vertical dentro del proceso. La producción de biogás de esta tecnología es de 80-160 m³/ton de sustrato y fue diseñada originalmente para tratar FORSU, sin embargo el proceso ha sido adaptado para tratar actualmente residuos municipales mixtos (Karagiannidis y Perkoulidis, 2008; Verma, 2002).

BTA. Es un proceso de origen alemán, que consiste en dos etapas y opera con baja concentración de sólidos, en la figura 3.5 se muestra el diagrama de esta tecnología.

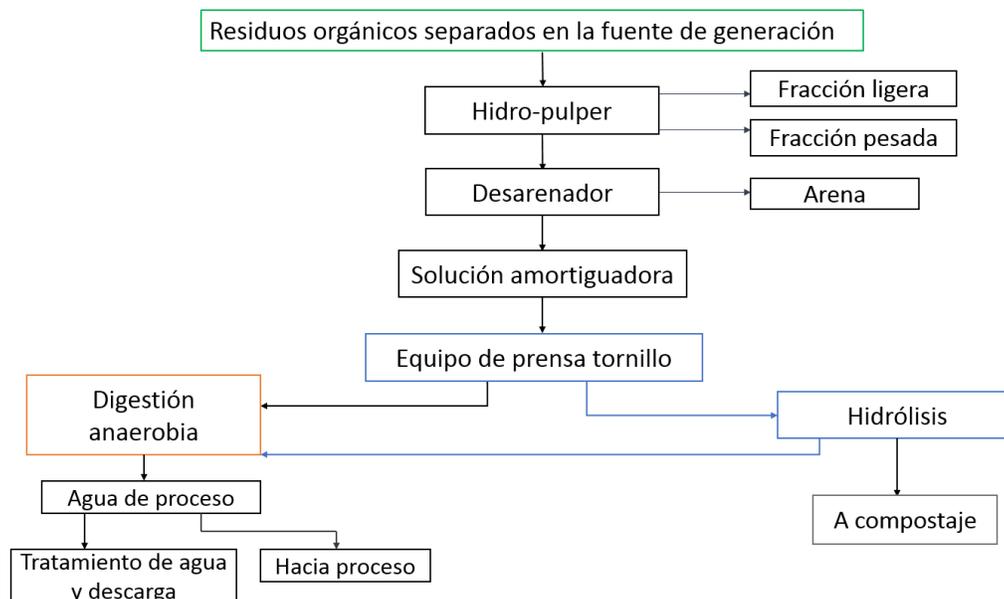


Figura 3.5. Diagrama de flujo del proceso BTA (Adaptado de Verma, 2002)

El proceso BTA se emplea generalmente para tratar FORSU mezclada o separada en la fuente de generación. Inicialmente los residuos son sometidos a pretratamientos por medios mecánicos y térmicos; con el objetivo de separar los sólidos biológicos disueltos y los no disueltos (Verma, 2002). La fracción de sólidos no disueltos es sometida a hidrólisis, mientras que los sólidos disueltos son convertidos en metano; por lo cual se divide en dos etapas una de hidrólisis y la otra de metanogénesis.

Los residuos orgánicos que se alimentan al proceso deben ser separados en la fuente de generación, se reciben en una tolva y son pasados por mallas de un tamaño de partícula de 6 pulgadas (15.24 cm), los sólidos que son retenidos en esta etapa son enviados directamente a compostaje; mientras que el resto es enviado a un equipo llamado hidropulper, donde se hace un mezclado con agua recirculada hasta llevar la materia prima a un contenido en el rango de 10 a 8% de sólidos mientras es agitado. Durante este proceso se remueven sólidos tanto ligeros como aquellos más densos que el agua, además el hidropulper cuenta con una malla para detener partículas con tamaño mayor a 0.4 pulgadas, garantizando que no haya materia contaminante o que pueda dañar los equipos (Blischke, 2004).

La siguiente etapa del pretratamiento consiste en remoción de sólidos finos para garantizar la ausencia de contaminantes y producir biogás. Se opera con dos digestores los cuales pueden funcionar en serie o paralelo, dándole cierta flexibilidad al proceso. Cuando se operan en serie, el primer biodigestor se usa para la etapa de hidrólisis e incrementar la solubilidad de los residuos; en cambio cuando están operados en paralelo, las 4 etapas se llevan en cada reactor. El proceso se lleva a cabo con mezclado continuo y tiempos de retención hidráulica de 12 a 15 días. Al terminar el tiempo de reacción, el digestato remanente es deshidratado, donde se obtienen dos corrientes: el agua que es reenviada a proceso y el digestato seco que es enviado a compostaje (Blischke, 2004).

Una fracción del biogás producido en el proceso BTA es usado para proveer energía en los procesos de digestión, y la otra fracción es enviada a una planta combinada de energía. Otro subproducto obtenido es el digestato que se usa como mejorador de suelos después de ser pasar por compostaje. Este proceso contempla un tratamiento o reciclaje de todos los subproductos, lo cual lo hace una alternativa para la sustentabilidad de una comunidad.

Bekon. Proceso de origen alemán, consiste en una digestión estática mesofílica o termofílica por lotes en la que los residuos orgánicos se colocan en un hangar sin pretratamiento alguno y una vez introducidos se cierra herméticamente y se usa nitrógeno gas para desplazar el aire y lograr condiciones anaerobias. La recirculación de líquido se hace por medio de aspersores que desde arriba liberan el lixiviado, el cual moja la FORSU hasta llegar al fondo para ser recuperado y recirculado nuevamente. Este proceso tiene un período de reacción de 28 a 35 días; una vez terminado se retira la mitad de la carga para dejar el resto como un inóculo adaptado para la siguiente carga de residuos. El digestato generado es tratado en condiciones aerobias y se obtiene composta (BEKON, 2015). En la figura 3.6 se observa el funcionamiento de un fermentador del proceso Bekon.

Una de las ventajas del proceso Bekon es la disminución de costos de operación ya que carece de agitación y los residuos son ingresados al proceso sin darle algún pretratamiento o separación; además el biogás generado se usa para mantener la temperatura dentro del rango mesofílico. Además de que el biogás generado se

utiliza tanto para generación de electricidad, una pequeña porción es usada para mantener las temperaturas de operación y en caso de que el biogás sea endulzado y obtenga únicamente metano, éste se usa como combustible de manera similar al gas natural (BEKON, 2015).

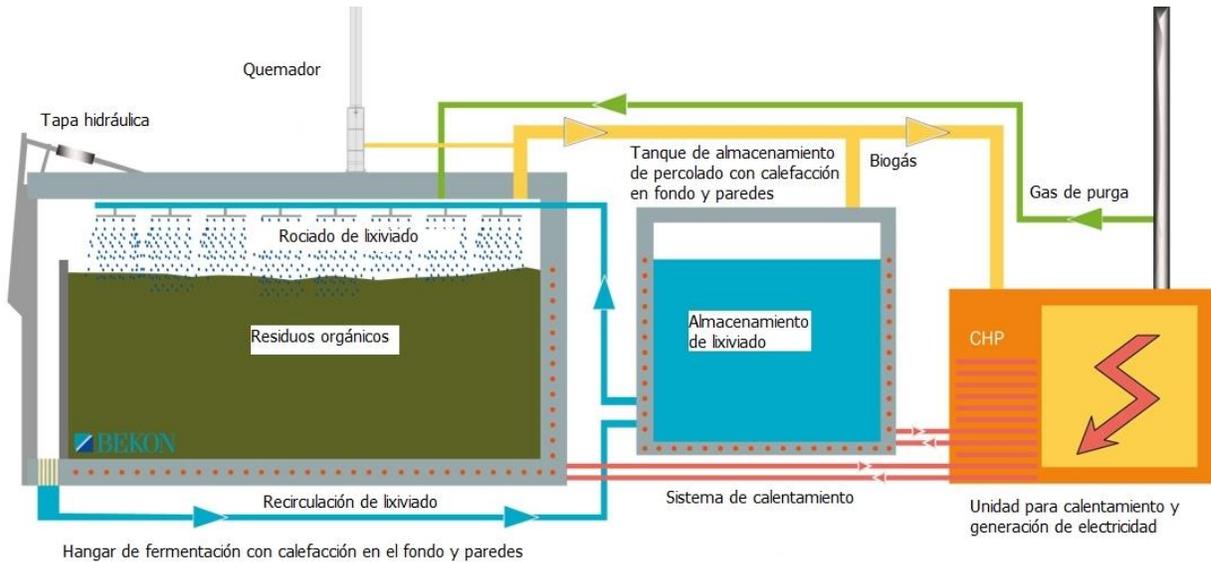


Figura 3.6. Diagrama del proceso Bekon (Adaptado de BEKON, 2015)

4. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Dado que la tendencia en el manejo de los residuos urbanos está siendo enfocada a la reducción, reciclaje y valorización, es necesario hacer una separación adecuada desde su fuente de generación debido a que la composición es un factor determinante para el reúso o tratamiento que se le puede asignar. En el caso de materiales como metales, cartón y plásticos ya existe un mercado actual para su acopio, procesamiento y reciclaje. Sin embargo, para la FORSU aún es incipiente el tratamiento a nivel industrial en los países en desarrollo, mientras que ya hay países donde la DA se encuentra establecida como una tecnología comercializada para tratamiento de residuos y generación de energía (Hartmann y Ahring, 2006).

4.1 Biodegradabilidad de la materia orgánica

Existen distintos materiales orgánicos biodegradables que pueden ser empleados como materia prima para la DA, tales como fracciones de residuos urbanos, subproductos de industria y cultivos. Se clasifica como residuos orgánicos a los restos de comida de restaurantes, mercados y fondas, la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, residuos de poda y jardinería doméstica; esto, en función del tipo de separación, recolección y tratamiento de residuos (Bernstad. et al, 2013).

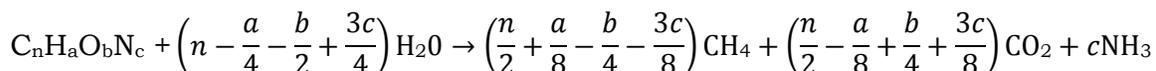
Cualquier sustancia o compuesto se le denomina como biodegradable si puede ser descompuesto por la acción de microorganismos, ya sea en condiciones aerobias o anaerobias. Una sustancia puede ser convertida por dichos microorganismos hasta productos finales de carbono (dióxido de carbono y metano), al ser usado como fuente de energía y de carbono; a este proceso se le conoce como mineralización. No todos los microorganismos poseen el metabolismo o la capacidad para generar dichos productos finales, de la misma manera que no todos los microorganismos dentro de un reactor pueden usar los sustratos en su forma original; a la generación

de sustancias intermediarias dentro de un proceso biológico se le conoce como biodegradación primaria (Angelidaki y Sanders, 2004).

Antes de comenzar el proceso de digestión anaerobia de cualquier sustrato ya sea en co-generación o como único sustrato, éste debe ser caracterizado. Esto implica determinar las cantidades presentes de biomoléculas (carbohidratos, lípidos, proteínas y fibras), así como la humedad, sólidos totales y volátiles, y la cantidad de metano que puede ser producida usando el proceso de DA. Para estimar la capacidad de producción de metano de cualquier sustancia se utilizan diferentes técnicas, algunas consisten en determinaciones empíricas, mientras que otras hacen análisis de laboratorio de los componentes del mismo (carbohidratos, grasas, proteínas, fibras) y finalmente existen las pruebas de potencial bioquímico de metano (PBM) (Lesteur *et al.*, 2010). Esta prueba está basada en procesos biológicos en condiciones anaerobias, por lo que tiene una duración de 30 a 50 días, sin embargo proporciona información experimental y no empírica del volumen producido de biogás así como la curva de generación por tiempo. Por esta razón es importante conocer los métodos existentes para determinar la biodegradabilidad anaerobia de cualquier sustancia, así como las ventajas y desventajas que presenta cada técnica (Lesteur *et al.*, 2010).

4.1.1. Biodegradabilidad empírica

Una de las técnicas usadas es el análisis de composición elemental del sustrato, el cual usa la fórmula de Buswell para calcular el potencial teórico de metano ($B_{o,th}$); y se basa en la siguiente ecuación, usando la composición química básica del material a degradar, con respecto a los elementos C, O, H y N.



Esta relación empírica es únicamente para realizar la estequiometría del proceso de digestión anaerobia; mientras que la ecuación que calcula la producción de metano utiliza los coeficientes de los elementos C, H, O y N del sustrato:

$$B_{o,th} = \frac{22.4 \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8}\right)}{12n + a + 16b + 14c} l CH_{4, STP} g^{-1} SV$$

Donde $B_{o,th}$ es la cantidad empírica de metano que puede producir determinado residuo o sustrato, si toda la materia orgánica contenida en él pudiera ser biodegradable y convertida en metano. Se expresa en litros de metano por gramo de sólidos volátiles del residuo y STP se refiere a condiciones estándar de temperatura y presión (0° C y 1 atmósfera de presión). Dado que esta técnica toma en cuenta la composición elemental y no diferencia entre materia biodegradable y no biodegradable, así como la complejidad del sustrato, arrojará un valor de potencial bioquímico de metano mayor que el real, por lo que es usado comúnmente como referencia y complemento con otras pruebas de biodegradabilidad (Hansen *et al.*, 2004; Lesteur *et al.*, 2010).

4.1.2. Prueba PBM (Potencial bioquímico de metano)

Consiste en la producción de metano de un sustrato en un tiempo indefinido al degradarse anaeróbicamente. En la práctica se establece un tiempo limitado y el PBM se calcula extrapolando la curva de producción de metano. Este valor puede expresarse en unidades como: CH₄/kg de residuo, CH₄/L de residuo, CH₄/kgSV y CH₄/kgDQO (Angelidaki y Sanders, 2004). En un estudio llevado a cabo por Raposo *et al.* (2011) se tuvo la colaboración de diversos laboratorios para analizar las condiciones experimentales que afectan a la prueba de PBM usando 3 sustratos de control positivo. La tabla 4.1 presenta los factores que inciden en esta prueba:

Tabla 4.1. Factores que afectan los ensayos de PBM. (Raposo *et al.*, 2011)

I. Inóculo	I.1 Origen I.2. Caracterización: pH, ST, SV, SST, SSV I.3. Cantidad (gramos) y concentración (gSV L ⁻¹) al arrancar el experimento I.4. Actividad I.5. Tiempo transcurrido entre el muestreo y el uso del inóculo
II. Sustrato	II.1 Tipo (tamaño de partícula) II.2. Caracterización: humedad, ST, SV, NTK, composición de la fracción orgánica, composición elemental, contenido de fibras II.3. Cantidad (gramos) y concentración (gSV L ⁻¹) en el arranque
III. Condiciones experimentales	III.1. Cuantificación del gas III.1.1. Mecanismo de medición: a) Manométrico, a través de presión b) Volumétrico, por desplazamiento de agua o contador de gas c) Cromatografía de gases III.1.2. Tipo de gas cuantificado: biogás o metano III.1.3. Composición del biogás: Se analiza por cromatografía de gases o medición directa de metano. III.2. Condiciones de operación III.2.1 Físicas: a) Capacidad del reactor: Volumen de trabajo y volumen total, b) Rango de temperatura: Mesofílico (35° C) o termofílico (55°) Sistema: Baño de agua regulado con termostato o cámara con control de temperatura c) Agitación: Manual o automática, continua o por lotes. En el caso de que sea automática: usando barras magnéticas o agitadores. Si es por lotes (tiempo por día) d) Tiempo: Pre incubación y duración de la prueba III.2.2. Químicas a) Gas para desplazamiento de oxígeno en el espacio de cabeza. b) Ajuste de pH y alcalinidad. En caso de que haya, reactivo usado y concentración en el arranque del experimento III.2.3. Relación inóculo-sustrato (RIS)

El principio básico de la técnica consiste en colocar una cantidad conocida de sustrato adicionando un inóculo anaerobio y medir el metano generado midiendo la composición y el volumen del gas durante la prueba. En el caso del inóculo se tiene poco control sobre su origen, ya que a diferencia de otras técnicas para medir biodegradabilidad, como la demanda bioquímica de oxígeno, no existe un inóculo comercial estandarizado. El inóculo usado en digestión anaerobia puede provenir de plantas de aguas residuales que traten diferentes tipos de influente como pueden ser de agua residual municipal, agua proveniente de industria alimenticia, de mataderos o, en el caso de someter al proceso de DA, sustratos como cultivos o residuos de cultivos; es recomendable obtener un inóculo proveniente de digestor de residuos de agricultura. Además, de acuerdo con el origen del inóculo, la capacidad amortiguadora puede variar, por lo que son preferibles los lodos o inóculos con alta capacidad amortiguadora, o en su defecto agregar solución amortiguadora y evitar cambios en el pH durante la operación (Wellinger, 2013). Además del tipo de sustrato al que el inóculo se encuentre adaptado se deben considerar también otras condiciones como pH y temperatura bajo las que opera dicho inóculo, así como el rango de temperatura para el cual será usado (Raposo *et al.*, 2011).

De acuerdo con el objetivo de cada estudio se pueden hacer variaciones con respecto al pretratamiento de la muestra, tamaño de partícula usado, inóculo empleado, técnica de medición de gas e incubación. En el caso de la FORSU, dada su complejidad, requiere de pretratamiento físico para incrementar la superficie de contacto entre el sustrato y el inóculo, con la finalidad de favorecer las reacciones que degradan la materia orgánica hasta llegar al producto final y reducir el tiempo de digestión. El inóculo empleado debe estar adaptado al rango de temperatura en que se operará y al tipo de sustrato que se le proporcionará, (Raposo *et al.*, 2011). Además se debe considerar la cantidad de inóculo empleado, por lo general es deseable una cantidad pequeña del mismo para evitar interferencia por producción endógena de biogás. A este parámetro se le conoce como relación inóculo-sustrato (Angelidaki y Sanders, 2004; Lesteur *et al.*, 2010).

Hansen *et al.*, (2004) usaron la técnica de PBM para diferentes sustratos con la finalidad de comparar la curva de producción de biogás y el volumen producido durante la prueba, evaluándolos por triplicados. Para la prueba usando grasas, hubo una aparente inhibición por acumulación de intermediarios (AGV), resultando en variación en la producción de metano en las tres muestras. En el caso de los reactores con grasas y aceites la producción de biogás comenzó hasta después de 2 semanas de arranque, teniendo la mayor producción al final de la prueba (50 días). En el caso de la muestra con proteínas, registró menor producción de metano y mayor variación entre las tres muestras, además de que la generación de biogás fluctuó a lo largo del tiempo de reacción, causada probablemente por inhibición debida a nitrógeno amoniacal. En cambio las muestras con glucosa y almidón como sustrato variaron poco al comparar la producción teórica con la registrada en la prueba BMP; sin embargo el volumen generado por sólidos volátiles de muestra fue

menor que en las muestras con grasas y aceites. Finalmente, las muestras que usaron bolsas de papel como residuo presentaron menor producción de biogás y tardaron diez días en llegar a un máximo para luego mantenerse casi estables (Va aquí o en los resultados de pbm).

4.1.3. Análisis químico proximal (AQP)

Otro método para determinar el potencial bioquímico de metano de un sustrato, así como de diferenciar entre las fracciones biodegradable y la no biodegradable es hacer una análisis de composición, también llamado análisis químico proximal o análisis bromatológico. En el cual se determinan los parámetros de humedad, ceniza, proteína, grasa, material con poca biodegradabilidad (fibra cruda) y carbohidratos. Al llevar a cabo la serie de técnicas utilizadas en el AQP y complementarlas con análisis de parámetros como sólidos totales y volátiles, nitrógeno, ácidos grasos volátiles y demanda química de oxígeno (total y soluble) se puede obtener mejor información sobre la fracción orgánica biodegradable y no biodegradable, y asociar la respectiva DQO de cada fracción con la producción de metano (Zaher *et al.*, 2009; Lesteur *et al.*, 2010).

4.2 Composición de la FORSU

4.2.1. Composición a nivel macro

Para hacer una caracterización adecuada de este residuo, es necesario comenzar por analizar la parte visible de éste. La fracción orgánica de residuos municipales suele estar compuesta principalmente de hojas frescas, hojarasca, cáscaras de frutas y hortalizas, huesos de frutas como aguacate, durazno, mango, etc.; verduras y sobrantes de comida o comida desechada íntegra. La figura 4.2 muestra las fracciones separadas por Kobayashi *et al.* (2012). Se trata de residuos domésticos provenientes de una planta de demostración para DA de FORSU con el objetivo de analizar su composición y producir metano e hidrógeno.

Los residuos fueron divididos en las categorías mostradas en la figura 4.1 que se enuncian a continuación: restos de cocina de origen animal (RAC), restos de cocina de origen vegetal (RCV), residuos no clasificables de cocina (NCC), papel usado en cocina (PC), residuos de cereales (RC), bolsas de café y té (BCT), periódico usado para envolver restos de comida (PPE), restos de papel y envolturas de comida (RPE), residuos de cocina de origen animal enteros (RAE), residuos de cocina de origen vegetal enteros (RVE), papel de oficina usado (PF) y residuos de poda fresca (RPF). En este trabajo se observa la presencia de bolsas de café y té, así como de diferentes tipos de papel; periódico usado para envolver restos de comida entregados al servicio de recolección, y envolturas de comida rápida.

El trabajo llevado a cabo por el proyecto VALORGAS (valorización de residuos de comida a biogás) evaluó los esquemas de recolección de residuos de comida separados en fuente de cuatro países europeos (Italia, Inglaterra, Portugal y

Finlandia) (Zhang *et al.*, 2013), y los principales componentes físicos se muestran en la figura 4.2.

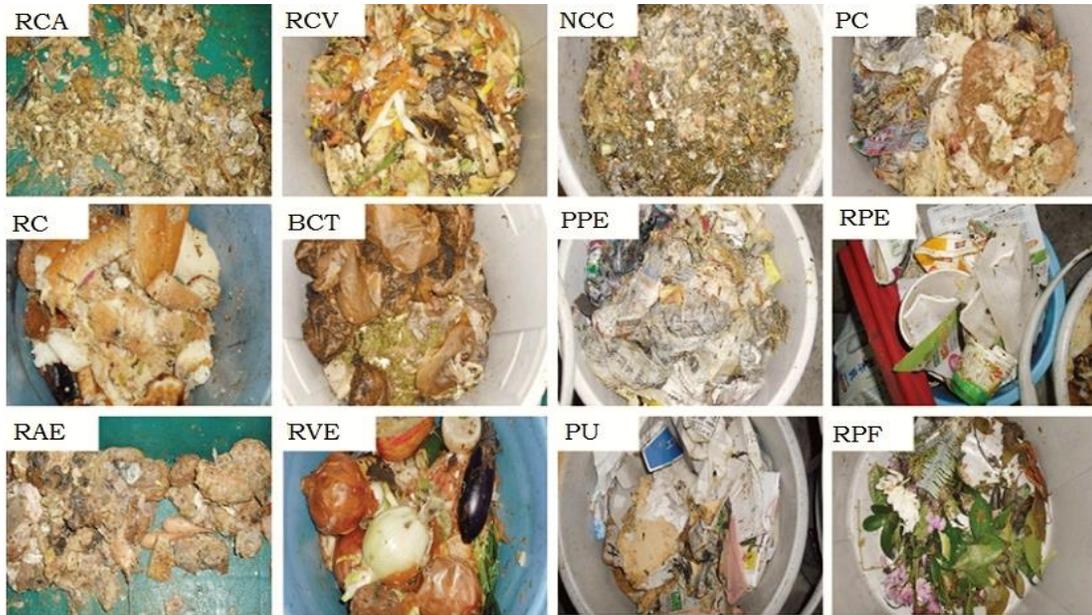


Figura. 4.1. Fracciones de la FORSU separadas por Kobayashi *et al.* (2012).



Figura 4.2. Fracciones identificadas en el proyecto VALORGAS (Zhang *et al.*, 2013, modificado).

Se puede observar que las fracciones más abundantes son las frutas y vegetales; las harinas y panes y carne. Otros residuos son las botanas, dulces y postres y los productos lácteos. Se observa que los residuos orgánicos son entregados en bolsas biodegradables, conteniendo además residuos biodegradables no alimenticios, de los cuales no se especifica su origen. También en este trabajo se aprecia la presencia de otros materiales, como plásticos.

Haciendo 5 muestreos a lo largo de un año en la ciudad de Padua, Italia; Alibardi y Cossu (2012) analizaron la variación temporal en la composición de FORSU muestreada de una planta de DA. En este trabajo se separaron cinco categorías: frutas, vegetales, carne-pescado-queso, material no clasificable de tamaño menor a 20 mm y rechazo. Los muestreos se llevaron a cabo en febrero, mayo, julio, octubre y noviembre, observando que durante el mes de julio el aporte en peso húmedo de la fracción carne-pescado-queso a la muestra es 0, y que las fracciones frutas y verduras son las que más aportan en peso húmedo durante todo el año; mientras que la fracción denominada no clasificable se mantiene constante aportando alrededor del 20% del total en peso en los diferentes muestreos.

Naroznova *et al.* (2016) caracterizaron residuos orgánicos separados en fuente de generación, en la ciudad de Halsnæs, Dinamarca, con la finalidad de conocer el potencial bioquímico de metano de las fracciones que integran estos residuos orgánicos. Basándose en normatividad danesa se crearon dos categorías generales: materiales separados erróneamente y materiales orgánicos, que a su vez comprenden residuos de comida y residuos ricos en fibras o material lignocelulósico, sumando en total ocho fracciones. Las fracciones identificadas fueron: restos de comida de origen animal, restos de comida de origen vegetal, papel de cocina usado, residuos de poda y vegetación, residuos de cartón, residuos originados por mascotas (excretas y paja usada), papel no reciclable y cartulina usada en empaques de comida.

Se puede observar, de acuerdo con la literatura especializada, que no existe un consenso sobre las categorías a establecer al analizar la macrocomposición de la FORSU, ya que el número y tipo de categorías o grupos está en función de factores como la finalidad del trabajo que analiza la composición, el tipo de residuos analizado (FORSU, residuos orgánicos separados en fuente, residuos de cafeterías y restaurantes) y la legislación aplicable en materia de RSU y valorización de residuos en cada ciudad o país.

Otros factores que se deben considerar dentro de la macrocomposición de la FORSU son el sistema de recolección municipal y el tipo de bolsa en que se recolectan los residuos orgánicos, ya que existen elementos no deseados como bolsas de plástico los cuales interfieren en la degradación biológica; la variación estacional, debido a que los hábitos de consumo y generación de residuos fluctúan no sólo de acuerdo con la región o al nivel socioeconómico, sino también por temporadas. Por ejemplo, los residuos generados varían entre estaciones más cálidas o frías, también hay

consumo de frutas, verduras u otros productos de temporada, lo cual incide en la composición de la FORSU y su biodegradabilidad (Jansen *et al.* 2007).

4.2.2. Composición a nivel micro

Dado que su origen y composición varía, se considera necesario hacer pruebas para evaluar si la FORSU requiere algún pretratamiento antes de someterla a DA (Wellinger, 2013). Con la finalidad de comprender qué sustancias poseen mayor degradabilidad por DA, se debe saber cuál es su composición y en qué cantidades se encuentran presentes los grupos de biomoléculas, ya que, de acuerdo con Batstone *et al.* (2002), el material orgánico complejo se agrupa en proteínas, carbohidratos y lípidos, siendo estas moléculas las que deben ser hidrolizadas para pasar por el proceso de DA y producir biogás. Sin embargo, dentro de estas macromoléculas existen varias subdivisiones de acuerdo con su complejidad, peso molecular u otras características. Además, el grupo de biomoléculas predominantes en diferentes componentes de la FORSU puede ser usado también como un método para agrupar dichos residuos –residuos o fracciones ricos en carbohidratos, grasas, proteínas o fibras- (Kobayashi *et al.*, 2012).

La figura 4.4 muestra un esquema general de los componentes a nivel celular de materia orgánica. La ceniza corresponde a sólidos fijos, por lo que no produce biogás. El resto de las biomoléculas, con excepción de la lignina y un fragmento de proteína cruda, pueden ser degradados mediante el proceso de digestión anaerobia. A continuación se enlista un descriptor de los principales grupos mostrados en la figura 4.4:

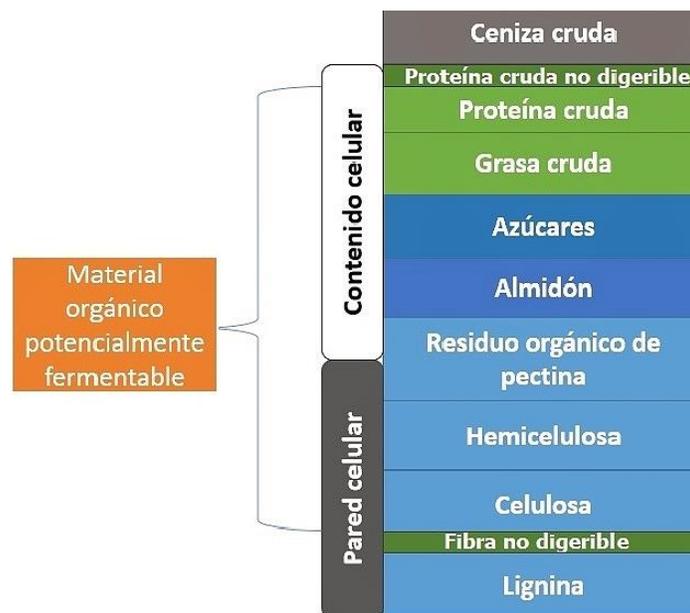


Figura. 4.3. Microcomposición a nivel biomolecular de material orgánico usado para producir biogás (Fuente: BTS, 2014, modificado).

Carbohidratos: representan la principal fuente de calorías dentro de los alimentos y aportan textura así como contenido de fibra dietética. Los carbohidratos digeribles, que son convertidos en monosacáridos por el efecto de digestión, se encargan de proporcionar energía para los procesos metabólicos. Dentro de los carbohidratos existen diversos grupos: los monosacáridos dentro de los cuáles hay fracciones que no son fibra dietética y, sin embargo no están disponibles para aprovecharse, como las pentosas y ácidos como el glucónico, gluconírico y el acetato de glucosa. El siguiente grupo son los disacáridos, estos están completamente disponibles para su utilización como fuente de energía y algunos de ellos son la maltosa, isomaltosa, celobiosa, sacarosa y lactosa (Nielsen, 2010).

Posteriormente se encuentran los oligosacáridos que poseen entre 3 y 9 grados de polimerización (número de monosacáridos cíclicos enlazados); existen oligosacáridos que están disponibles como maltodextrinas, maltooligosacáridos y otros oligosacáridos que se clasifican como fibra dietética de bajo peso molecular, como la inulina, fructooligosacáridos, polidextrosas, y maltodextrinas resistentes. Finalmente se encuentran los carbohidratos con grado de polimerización mayor a 9, que son los polisacáridos. El almidón es uno de éstos y se compone de amilosa y amilopectina; y el resto se compone de hetero y homopolisacáridos, los cuales son fibra dietética de alto peso molecular. De acuerdo con esta clasificación, la lignina no pertenece a esta clasificación y no se le considera como carbohidrato pero sí como fibra dietética (Westenbrink *et al.* 2013).

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. La celulosa es un homopolímero de unidades repetidas de glucosa unidos por enlaces β -1,4 glucosídicos, formando cadenas lineales unidas por puentes de hidrógeno, dándole una estructura cristalina que se compone de atados o “manojos” de fibras de celulosa; estos atados se encuentran unidos independientemente por enlace de hidrógeno volviéndola insoluble en agua y en disolventes orgánicos (Kumar *et al.*, 2009).

La hemicelulosa es un carbohidrato complejo que está compuesto de varias moléculas entre ellos pentosas (como las ribosas, arabinosa y xilosa), hexosas (manosa, glucosa, fructosa y galactosas) y azúcares ácidos. 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). Los compuestos que forman la hemicelulosa varían en cuanto a solubilidad, siendo la de mayor solubilidad la manosa y la de menor solubilidad la galactosa; en general la solubilidad de estos polímeros incrementa conforme aumenta la temperatura, estando en el rango de 150 - 180° C donde comienzan a solubilizar.

La lignina es un polímero que se encuentra en la pared celular de las plantas y consiste de tres diferentes unidades de fenilpropano, unidas por diferentes tipos de enlaces. La función principal de la lignina es la de proporcionar soporte estructural a las plantas y resistencia contra ataques microbianos o agentes oxidantes. Otra de las propiedades particulares de la lignina es que es insoluble en agua, complicando su degradación. Se puede solubilizar en agua por efecto de temperaturas alrededor de 180° C en medios alcalino, ácido o neutro (Hendriks y Zeeman, 2009).

En el análisis químico proximal tradicional la determinación de carbohidratos totales se hace por diferencia aritmética al restar los contenidos de humedad, ceniza, proteínas y grasas y aceites de la muestra analizada, por lo cual no se usa una técnica analítica para su cuantificación. Por otra parte, una fracción de los carbohidratos, la cual corresponde a la porción no digerible puede ser determinada usando diferentes técnicas, entre ellas la fibra cruda, fibra ácido detergente y fibra dietética, representado cada una diferentes fracciones de carbohidratos no digeribles. La fibra dietética proporciona información más completa sobre polisacáridos que no son digeribles ya que incluye fibra dietética de bajo peso molecular, fibra dietética de peso molecular elevado y almidón poco digerible. La fibra dietética es de interés particular desde un punto de vista alimenticio ya que es la fracción de polisacáridos y lignina que es pobremente digerida en el intestino delgado humano (Westenbrink et al. 2013). Esta misma fracción insoluble es una limitante para la biodegradabilidad en los procesos de digestión anaerobia, puesto que la lignina proporciona rigidez y una barrera a las celulosas y hemicelulosas, dificultando el rompimiento de estas moléculas para su posterior degradación a biogás (Kumar *et al.*, 2009).

Grasas y aceites: son un grupo de sustancias solubles en éter, cloroformo u otros solventes orgánicos pero pobremente solubles en agua. Se les puede clasificar de la siguiente forma:

Lípidos simples: ésteres de ácidos grasos con alcohol, entre ellos están las grasas y ceras.

Lípidos compuestos: tienen grupos adicionales además del éster de ácido graso con un alcohol en su fórmula. Incluyen a los fosfolípidos, cerebrósidos y esfingolípidos.

Lípidos derivados: son sustancias derivadas de lípidos neutrales o lípidos compuestos. Poseen las propiedades generales de los lípidos, entre ellos se encuentran los AGV, alcoholes de cadena larga, esteroides, vitaminas solubles en grasas e hidrocarburos.

La solubilidad de los lípidos varía de acuerdo con el disolvente usado. En el caso de los AGV de cadena corta, son miscibles en agua pero difícilmente solubles en disolventes polares. De acuerdo con la definición de la FDA de Estados Unidos, las grasas en alimentos se definen como: “la suma de componentes con características de lípidos que pueden ser extraídos por los métodos de la AOAC (Association of

Official Analytical Chemists) o por métodos confiables y adecuados (Nielsen, 2010). Los métodos más comunes de extracción son continuos, como el de Goldfish, o semicontinuos, como el método de Soxhlet o discontinuos como los métodos de Mojonnier o Folch. Antes del proceso de extracción es recomendable hacer un secado e hidrólisis ácida de la muestra. Existen otros métodos de determinación que no requieren de tratamientos de la muestra y son determinaciones que requieren menos tiempo en laboratorio; como el infrarrojo, el cual usa una longitud de onda de 5.73 μm para calcular la concentración de grasas o la resonancia magnética nuclear, la cual puede proporcionar información para determinar la estructura de una molécula (Greenfield y Southgate, 2003; Nielsen, 2010).

Proteínas: se componen de hidrógeno, carbono, nitrógeno, oxígeno y azufre en su mayoría. El nitrógeno es el elemento presente característico de las proteínas, y en alimentos puede variar desde 13.4% hasta 19%, de acuerdo con la composición específica de aminoácidos de una proteína; por lo tanto, las proteínas ricas en aminoácidos básicos contienen más nitrógeno. Las proteínas pueden ser clasificadas por su composición, estructura, función biológica o solubilidad. Por ejemplo, las proteínas simples, después de ser hidrolizadas contienen únicamente aminoácidos y péptidos, los cuales forman los enlaces; mientras que las proteínas conjugadas tienen más componentes aparte de aminoácidos y péptidos (Nielsen, 2010).

El análisis de proteínas es complejo ya que existen otros compuestos nitrogenados dentro de la composición de los alimentos, como aminoácidos libres, ácidos nucleicos, fosfolípidos, ácido úrico, entre otros. Por lo tanto, el nitrógeno orgánico representa principalmente al nitrógeno proveniente de las proteínas y en menor cantidad, a otras sustancias no-proteicas que contienen nitrógeno. Existen numerosos métodos para la cuantificación del contenido de proteínas en una muestra, siendo los más comunes la determinación por nitrógeno Kjeldahl y por método de Dumas (combustión de N), los cuales están contenidos dentro del manual AOAC para análisis de alimentos (Nielsen, 2010). En el caso de la cuantificación de proteínas usando la técnica de nitrógeno Kjeldahl la proteína se determina como nitrógeno orgánico total multiplicando el resultado obtenido de la prueba por un factor de 6.25, ya que se asume que las proteínas contienen 16% de nitrógeno. En el método de Dumas se determina el nitrógeno total como nitrógeno gas después de una combustión completa de la muestra, ambas técnicas arrojan resultados confiables, aunque el método de Dumas es automatizado y maneja mayor cantidad de muestras simultáneas, pero requiere de mayor inversión (Greenfield y Southgate, 2003).

5. METODOLOGÍA

Este trabajo de investigación tiene como objetivo clasificar, describir y caracterizar los residuos orgánicos generados en la Ciudad de México y determinar la capacidad de producir biogás a través del proceso de digestión anaerobia de las distintas fracciones que componen la FORSU. Para la obtención de esta información se propone muestrear residuos sólidos urbanos orgánicos de una de las estaciones de transferencia de la CDMX, clasificarlos en diversas fracciones y separarlas manualmente para caracterizar cada una de éstas y determinar su biodegradabilidad por procesos anaerobios usando la prueba de potencial bioquímico de metano (PBM). La experimentación consta de las etapas descritas en la figura 5.1

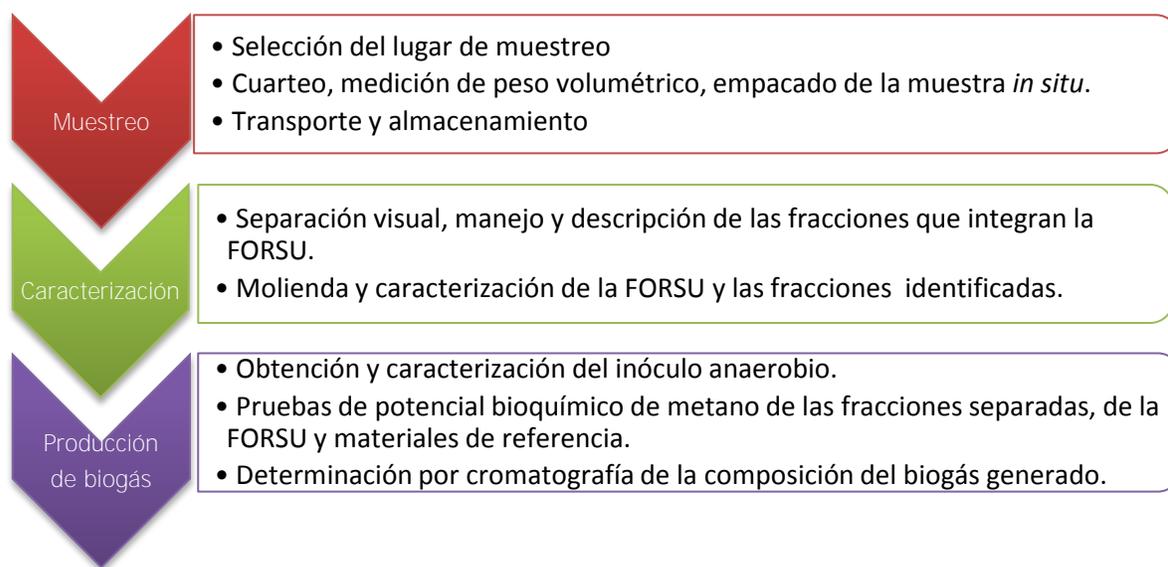


Figura. 5.1. Esquema general de la metodología propuesta en este trabajo

La primera etapa consistió en programar y llevar a cabo el muestreo en una de las estaciones de transferencia de RSU de la CDMX para adquirir los residuos a caracterizar; la segunda etapa consistió en separar la FORSU en diferentes fracciones para su descripción, además de triturar, extrudir y caracterizar en laboratorio cada una de las fracciones, así como la FORSU íntegra y alimentos usados como referencia a las fracciones identificadas. Finalmente, en la tercera etapa se usó un inóculo de lodo anaerobio granular para llevar a cabo la prueba de PBM y así conocer la biodegradabilidad de un sustrato en condiciones anaerobias. A continuación se detalla cada una de las etapas de la metodología.

5.1 Recolección y muestreo de los residuos

Tomando en cuenta que la CDMX tiene un sistema de recolección separada donde 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, se eligió un día de recolección asignado a residuos orgánicos. El muestro se realizó en la Estación de Transferencia ubicada en la Delegación Coyoacán, donde se recibe residuos urbanos de las delegaciones Tlalpan, Coyoacán y Xochimilco.

La selección de los camiones de los cuales se obtuvieron los residuos fue de manera aleatoria, tomando descargas de residuos de diferentes vehículos y homogenizándolas con palas y bieldos para luego utilizar el método de cuarteo indicado en la NMX-AA15-1985 y separar el material que se tomó como muestra final, de acuerdo con SEDEMA (2015) la eficiencia de separación en la delegación Coyoacán es del 78%.

El llenado de las bolsas se hizo de forma manual con la finalidad de disminuir los residuos u objetos que contaminen las muestras como plásticos, piedras, vidrio, poliestireno, entre otros. 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 almacenadas en congeladores a una temperatura de -20° C para impedir su descomposición de acuerdo con Wellinger *et al.* (2013).

5.2. Separación y caracterización fisicoquímica de la muestra

Una de las problemáticas que presenta la FORSU para su caracterización es la heterogeneidad (Nielfa *et al.*, 2015) ya que presenta componentes como residuos de comida, poda, cáscaras, papel, madera y otros materiales difíciles de identificar de diversos tamaños de partícula y distinta degradabilidad. Por esta razón se busca separar e identificar los componentes de la FORSU. Para facilitar su manejo y descripción se hizo un trabajo de identificación y separación manual y se documentó con fotografías dicho proceso. Posteriormente, se redujo el tamaño de partícula. Se utilizaron los siguientes equipos para reducir el tamaño de los sólidos más grandes (mayores a 5 cm): primero se usó una licuadora industrial modelo L-5 marca International, seguido de un extrusor Nixtamatic y finalmente fueron pasados por un molino marca Molinos del Rey, obteniendo finalmente un tamaño de

partícula inferior a 1 mm. En la tabla 5.1 se presentan las determinaciones realizadas a las fracciones obtenidas de la separación las técnicas correspondientes.

Tabla 5.1. Técnicas empleadas para la caracterización de la FORSU

Determinación	Técnica y principio	Método
Humedad	Gravimétrico. Es la diferencia entre el peso inicial de la muestra y los sólidos totales. Se expresa como porcentaje.	APHA-2540 B
Sólidos totales	Gravimétrico. Sólidos presentes después de colocar la muestra a 105°C.	APHA-2540 B
Sólidos volátiles	Gravimétrico. Contenido de sólidos de una muestra secada a 105°C y expuesta, posteriormente, a una temperatura de 550° C.	APHA-2540 E
Sólidos fijos	Gravimétrico. Contenido de sólidos que permanecen en la muestra después de exponerla a 550 °C durante 15 minutos.	APHA-2540 E
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
Fósforo total	Digestión ácida con ácido nítrico y ácido sulfúrico concentrado. Se oxidan los compuestos que contienen fosfatos a ortofosfato soluble. Método fotométrico con reactivo de vanadato-molibdato. Se determina por colorimetría a 470 nm.	APHA-4500-P B APHA-4500-P C
Nitrógeno Kjeldahl	Digestión ácida con catalizador de selenio, posterior neutralización y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02 N.	APHA-N _{org} A
Producción de biogás	Desplazamiento por volumen y captura de la información con un sistema automatizado.	VDI4630- Asociación Alemana de Ingenieros
pH	Medición directa con potenciómetro	APHA-4500 B

5.3. Análisis químico proximal de las fracciones que componen la FORSU

Además de la caracterización físico-química, es importante conocer el contenido de proteínas, carbohidratos, lípidos y fibras que sirven como sustrato para los microorganismos encargados de la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia. Como se mencionó en el subcapítulo 4.2.2, una de las desventajas del análisis químico proximal (AQP) o análisis de Weende es que el total de carbohidratos se determina de forma algebraica al sustraer la suma de las demás fracciones al total de muestra pesada inicialmente, lo cual acarrea errores acumulados en el manejo de las muestras y de los cálculos empleados en el resto de las determinaciones.

La caracterización bromatológica se usa para conocer la composición de alimentos en general como lo muestra la figura 5.2:

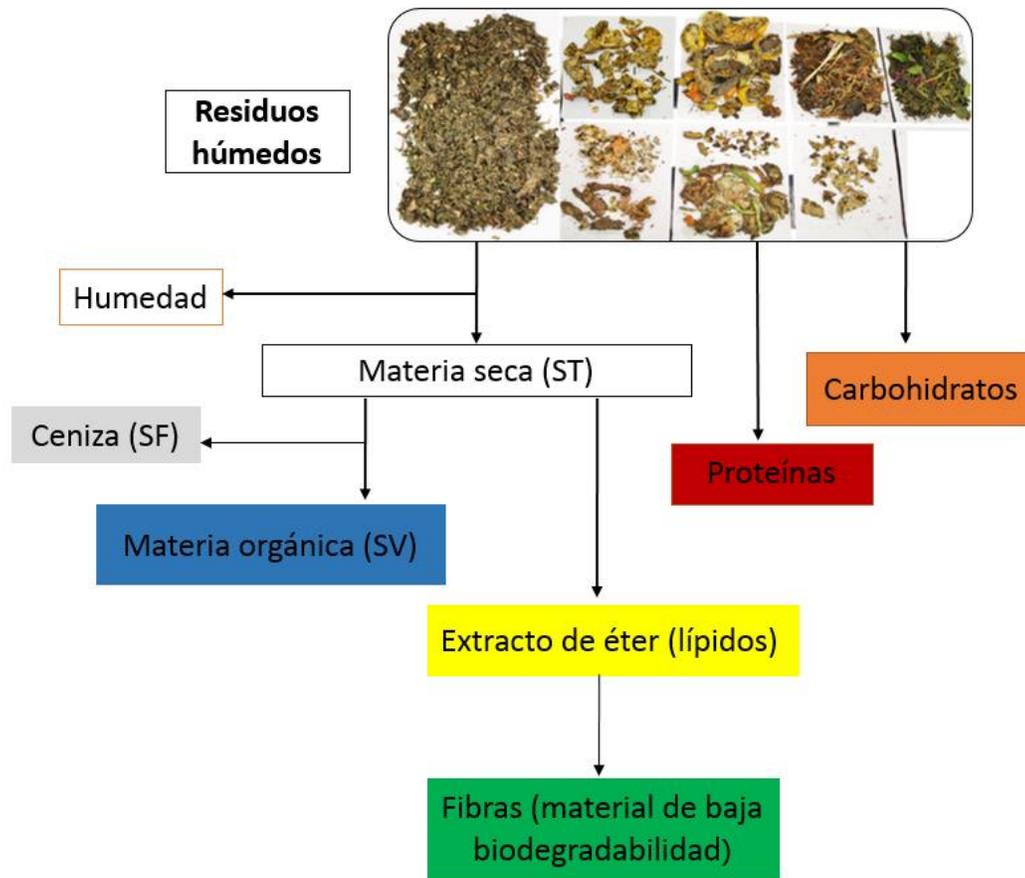


Figura. 5.2. Esquema del análisis químico proximal.

En esta experimentación se harán las pruebas pruebas que se presentan en la figura 5.2 a cada una de las fracciones identificadas así como a la FORSU; en el caso de las técnicas usadas para el cálculo de proteínas, carbohidratos y humedad se utilizan muestras en húmedo. Mientras que la muestra seca se usa para análisis

de cenizas y volátiles, y se usa una muestra seca y desgrasada en las técnicas para determinación de celulosa, hemicelulosa y ligninas.

En la tabla 5.2 se enlistan las técnicas analíticas que se utilizaron para la caracterización bromatológica y las técnicas empleadas para cuantificar diferentes fracciones de biomoléculas de cualquier alimento, en este caso, residuos orgánicos. Cabe mencionar que algunas determinaciones como humedad, cenizas y proteína cruda son similares a las técnicas enlistadas en la APHA para determinación de humedad, sólidos totales, sólidos totales fijos y nitrógeno Kjeldahl.

Tabla 5.2. Técnicas empleadas en el AQP de los componentes de la FORSU

Componente	Técnica y principio	Método estándar
Humedad	Gravimetría. Evaporación de agua en estufa a 100-105° C	AOAC 930.15
Cenizas	Gravimetría. En estufa a 600 °C durante 2 horas	AOAC 942.05
Proteína cruda	Nitrógeno Kjeldahl. El método es el mismo que APHA-N _{org} A	AOAC 988.05
Carbohidratos	Fotometría: medición usando fenol y sulfato de hidracina a 490 nm.	Dubois <i>et al.</i> (1956)
Grasas como extracto libre de éter	Gravimetría. Extracción con solventes orgánicos ya sea en flujo continuo o semicontinuo	AOAC 920.39 AOAC 954.02
Fibra cruda	Gravimetría. Digestión ácida y digestión neutra detergente	AOAC 973.18

5.4 Potencial bioquímico de metano

La prueba se llevó a cabo en el rango mesofílico (35°C) ya que en esta temperatura el proceso posee mayor estabilidad en comparación con el rango termofílico. El inóculo usado, lodo granular anaerobio, proviene del UASB de la planta de tratamiento de aguas residuales de Grupo Modelo ubicada en la Ciudad de México. En otros trabajos se ha utilizado inóculo proveniente de la misma planta y ha funcionado para degradar los compuestos presentes en la FORSU de la CDMX (Carlos, 2013; Campuzano, 2015). Wellinger *et al.*, (2013) mencionan que el inóculo utilizado debe obtenerse de una planta que esté operando correctamente ya que en caso de usar inóculo proveniente de un reactor mal operado, el inóculo puede contener sustancias inhibitorias o microorganismos no deseados en un proceso anaerobio. Una vez obtenido el inóculo se refrigera en una cámara fría a 4.5° C hasta su preparación para ser utilizado en PBM. El proceso de preparación consistió en licuar

los lodos para disolver los gránulos formados y verterlos en recipientes de plástico, adicionarles agua potable y centrifugarlos durante 20 minutos a 3000 rpm. Después de decantar el contenido de los tubos de la centrifuga, se suspendieron con agua potable y se repitió la operación de centrifugación.

Para las pruebas de producción de PBM se utilizó el equipo AMPTS-2 de la empresa Bioprocess Control (Suecia). Este equipo cuantifica la producción de biogás de cada frasco, enviando una señal a un contador con 15 celdas, correspondiendo cada una a un frasco; se envía un pulso cuando un volumen de gas fluye hacia cada celda y esta se levanta por desplazamiento de líquido. La señal de cada celda se envía a un ordenador con el software de operación del equipo. Desde este programa se pueden controlar variables de operación del equipo como la agitación, la normalización de datos, y se generan reportes de volumen total y de flujo diario de biogás. En la figura 5.3 se muestra el equipo APMTS 2 funcionando.

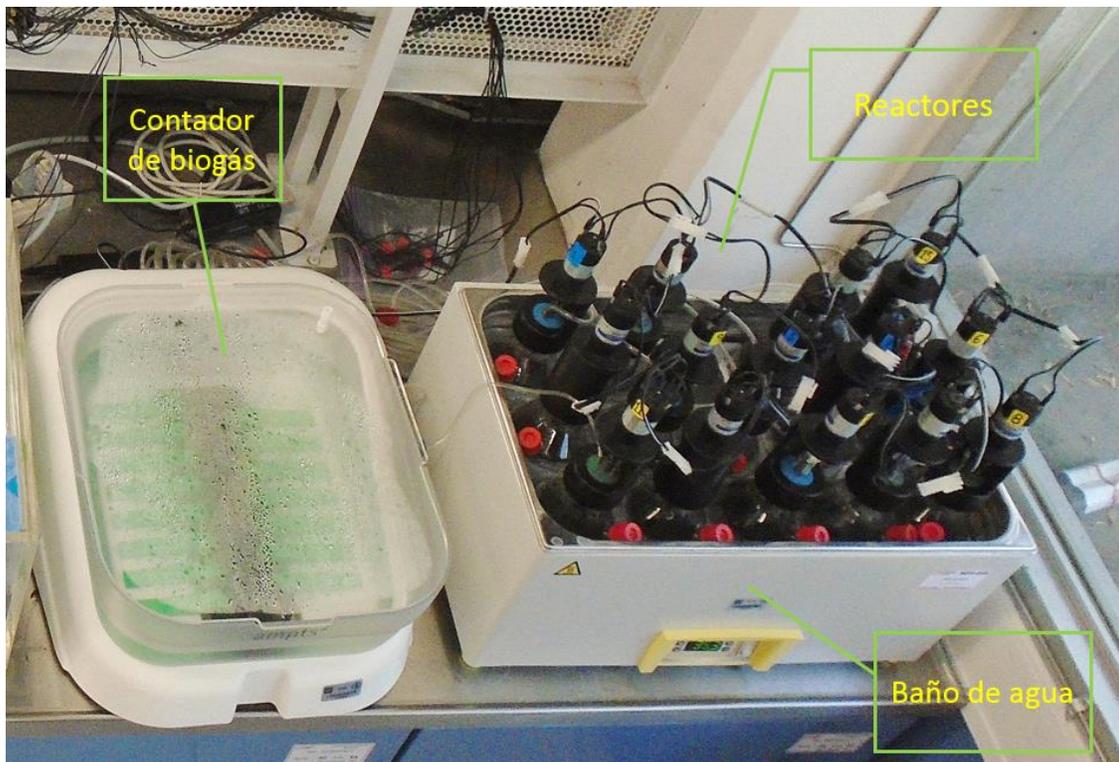


Figura. 5.3. Equipo para PBM de Bioprocess Control.

Se consideró además, como se mencionó en el capítulo 3 de este trabajo, un parámetro importante por las inhibiciones que puede haber en la fase acidogénica que es la capacidad de amortiguación, por lo cual se utilizó una solución buffer de fosfatos de pH 7.

Los frascos en que se llevaron a cabo estas pruebas cuentan con una salida donde se puede colocar un septo para tomar muestras de 0.5 mL del biogás producido con una jeringa de 1 mL, e introduciéndola en un cromatógrafo de gases usando helio

como gas de acarreo. Estos frascos tienen una capacidad de 500 mL y se dejó un espacio de cabeza de 100 mL, llenando los 400 mL restantes con la mezcla de sustrato, inóculo, micronutrientes y solución amortiguadora. A continuación se enlistan los micronutrientes utilizados y su concentración en mg/L: $\text{FeCl}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 2000; $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 2000; $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 500; $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 30; ZnCl_2 , 50; H_3B_3 , 50; $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 90; $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 90; EDTA, 1000 y HCl al 36%, 1mg/L.

Antes de sellar los frascos para iniciar la medición de biogás se determina el pH de la mezcla y posteriormente se usa nitrógeno gaseoso para purgar el aire conteniendo oxígeno en el espacio de cabeza de cada frasco. Ya que este proceso se lleva a cabo a una temperatura de 35° C, se requiere que el contenido de los frascos esté a dicha temperatura durante todo el experimento, por lo que se calienta el agua usando un baño maría. La agitación se programó a 110 rpm usando el sistema integrado de AMPTS, el cual consiste en un mecanismo alimentado por corriente eléctrica acoplado a un tapón de plástico suave hermético; en este caso se hizo una adaptación a la varilla de agitación como en los trabajos hechos por (Campuzano, 2015 poner estas tesis en las referencias) donde se utilizan mangueras de hule recortadas para mejorar el mezclado FORSU-inóculo-solución amortiguadora.

6. RESULTADOS

6.1 Obtención de muestra en la estación de transferencia

Con la finalidad de obtener una muestra representativa de los residuos generados en la Ciudad de México (CDMX) se solicitó a la delegación Coyoacán el permiso para hacer un muestreo de residuos sólidos urbanos. En las estaciones de transferencia se acumulan los residuos domiciliarios y de poda recolectados en las rutas que cubren los vehículos de servicio público así como vehículos particulares que ofrecen el servicio de recolección en las delegaciones de la CDMX. Estos residuos son descargados en vehículos con una capacidad de 30 toneladas y son enviados a disposición final en relleno sanitario.

El muestreo de residuos sólidos orgánicos se llevó a cabo el día 22 de enero de 2015, en día de recolección de residuos orgánicos por los alumnos del posgrado en Ingeniería Ambiental: Gabriel Castelán Rodríguez, Ulises González Miranda, Germán Dimitriv Jojoa Unigarro, Rayner Carbonell Martínez, Mariela Peña Vargas y la Dra Rosalinda Campuzano Ángeles, bajo supervisión del Dr. Óscar González Barceló y el Dr. Simón González Martínez del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

La estación de transferencia perteneciente a la delegación Coyoacán se ubica en Calzada de Tlalpan no. 330, en la Colonia Santa Úrsula Coapa. Es necesario mencionar que en esta estación se reciben residuos sólidos urbanos generados en las delegaciones Coyoacán, Xochimilco y Tlalpan, así como residuos sólidos de la UNAM. Se eligió esta estación de transferencia ya que, de acuerdo con el inventario de Residuos Sólidos del Distrito Federal del 2013, es una de las estaciones de la CDMX que cuenta con mayor eficiencia en la separación de residuos orgánicos (78%). Cabe mencionar que debido a la fecha del muestreo, se recibían en la estación de transferencia árboles usados como decoración por temporada navideña;

sin embargo estos eran enviados directamente a otra área dentro de la estación de transferencia, ya que son enviados a tratamiento aerobio (compostaje).

Para obtener una muestra representativa de una mezcla heterogénea, como lo son los residuos sólidos urbanos, se utilizó una tabla de números aleatorios para elegir diferentes vehículos, 10 en total, y luego se pidió a los choferes de los camiones que se dirigieran al área dentro de la estación de transferencia donde se mezclaron los residuos vertidos por los camiones elegidos. Se solicitó información a los operadores de los camiones sobre la procedencia y el tipo de residuo que transportaban (doméstico o de servicio de poda de áreas públicas) recopilando dicha información, la cual está incluida en el anexo B de este trabajo. En la figura 6.1 se muestran las etapas del procedimiento de muestreo de FORSU.



Figura. 6.1. Etapas del proceso de muestreo de residuos en la estación de transferencia Coyoacán, CDMX.

En la figura 6.1a se observa cómo se homogenizaron los residuos descargados por los camiones recolectores usando herramienta manual (palas y bieldos); también se

puede observar la remoción de materiales contaminantes y objetos de gran tamaño (ver la parte inferior de la imagen). La figura 6.1b muestra el primer cuarteo, a partir del cual dos fracciones opuestas se usaron para calcular el peso volumétrico de la FORSU, cuyo valor fue 551.5 kg/m³, estas fracciones fueron desechadas y las dos restantes se mezclaron nuevamente y se utilizaron para un segundo cuarteo como se muestra en la figura 6.1c. En el segundo cuarteo se removieron de igual manera dos esquinas opuestas y se mezclaron las fracciones restantes, formando la muestra de la cual se tomaron los residuos orgánicos. Finalmente, en la figura 6.1d se observa el proceso de empacado de la muestra de FORSU en bolsas herméticas etiquetadas con el nombre de la estación de transferencia y fecha del muestreo.

Una vez que se terminaron de empacar las bolsas con muestra fueron transportadas el mismo día al Instituto de Ingeniería de la UNAM y almacenadas en congeladores a una temperatura de -20° C para evitar la descomposición de la materia orgánica. Los residuos orgánicos se sacaron del congelador únicamente para ser utilizados en el proceso de clasificación, separación y reducción de tamaño para ser almacenados nuevamente a -20° hasta que se llevaron a cabo los análisis fisicoquímicos, bromatológicos y las pruebas de PBM.

6.2 Separación, pesaje y descripción de las fracciones que componen la FORSU

De los residuos almacenados se tomaron 6 bolsas con un peso aproximado de 700 g cada una y se descongelaron en charolas de plástico durante un lapso de 3 horas a temperatura ambiente en laboratorio antes de comenzar la identificación y separación manual de las diversas fracciones de residuos contenidos en la FORSU. El peso total inicial de las muestras congeladas fue 4,043.7 g. La lista de las fracciones encontradas así como la descripción de los materiales presentes en cada fracción y el aporte en peso base húmeda de cada fracción identificada se muestra en la tabla 6.1 y las fracciones, una vez terminada la separación, se observan en la figura 6.2.

El proceso de separación consistió en colocar la FORSU, una vez descongelada, en bandejas sobre una mesa en laboratorio y separar manualmente los objetos identificables a simple vista, distribuyéndolos en hojas de papel blanco de acuerdo con la fracción a la cual se podía asociar.

Posteriormente, cada fracción fue separada, pesada y guardada en bolsas con cierre hermético y puestas de nuevo a -20° C. Las fracciones identificadas en este trabajo fueron restos de frutas, vegetales, orgánicos no clasificables, residuos de comida de origen animal, harinas, hojas secas, poda fresca y papel.

En la figura 6.2 se observa la presencia de dos grupos de residuos: el primer grupo corresponde a los residuos de comida ya sea que provengan de casa habitación, restaurantes o fondas; y comprenden las fracciones frutas, vegetales, residuos de origen animal, harinas y papel.

Tabla 6.1. Resultados obtenidos de la separación de las fracciones que componen la FORSU de la CDMX

Fracción	Descriptor	Peso húmedo (g)	Porcentaje
Frutas	Se observaron principalmente cáscaras y trozos de frutas como naranja, melón, mandarina, uva plátano, piña y limón.	1106.6	27.4
Vegetales	Contiene vainas de ejotes, dientes de elote, semillas de girasol, cacahuates, pistaches, cáscaras de tomate, zanahoria, tallos cáscaras y raíces de cebolla, chile, semillas de naranja y melón.	210.4	5.2
Origen animal	Contiene cascarones de huevo rojo y blanco con residuos de clara adheridos al cascarón. Carne y huesos de res, cerdo y pollo, piel de pollo y una cabeza de pescado.	285.5	7.1
Harinas	Se encontraron trozos de tortilla de maíz y pan de harina de trigo. También se encontraron restos de otros residuos adheridos sobre sus superficies.	102.9	2.7
Hojas secas	Hojarasca seca. Contiene algunos frutos de liquidámbar, el resto de un racimo de uvas y trozos de paja. Principalmente son hojas secas de árboles variados.	300.3	7.4
Poda fresca	Incluye tallos de flores, hojas y ramas de diversos árboles, restos de poda doméstica, flores de jardín, helechos, raíces de plantas. Además contiene musgo usado durante la temporada navideña.	462.6	11.4
Papel	En esta fracción hay trozos de hojas y servilletas de papel, con restos de material orgánico adherido y humedad absorbida.	64.8	1.6
Material orgánico no clasificable	Contiene principalmente residuos de poda mezclado con objetos sobrantes de tamaño reducido de las otras fracciones después de la separación.	1504.3	37.2
FORSU	Comprende todas las fracciones descritas previamente en esta tabla	4043.7	100



Figura 6.2. Fracciones de la FORSU de la CMDX

Por otra parte, existen tres fracciones que pertenecen a residuos de poda y jardinería: la poda fresca, hojas secas y el material orgánico no clasificable, éste último contiene en su mayoría residuos de poda adheridos con materiales de las otras fracciones pero que, debido a la mezcla durante la recolección, dificulta su identificación y separación. La inclusión de la poda doméstica como una parte de los residuos orgánicos varía de acuerdo con la legislación aplicable o al trabajo de investigación realizado. Esto vuelve una tarea compleja a la caracterización y comparación de residuos orgánicos ya que los sistemas de clasificación, separación y recolección presentan variabilidad de acuerdo con factores como la existencia de pretratamientos antes del aprovechamiento, el tipo de contenedores usados en el almacenamiento previo a la recolección y el tipo de empaques en el que se entregan al sistema de recolección (existen sistemas de recolección en los que los residuos orgánicos se entregan en bolsas de papel, de material biodegradable o en papel periódico).

El proyecto VALORGAS hizo un estudio en países europeos (Italia, Finlandia, Dinamarca e Inglaterra) de categorización y separación de residuos de cocina (Zhang *et al.*, 2013) para la valorización y procesamiento de residuos usando DA. Cada país participante tiene diferentes sistemas de operación para la recolección de residuos orgánicos, por lo que se establecieron 10 categorías evaluando únicamente residuos de comida. En un proyecto sobre separación de residuos domésticos en la ciudad de Kyoto, Japón llevado a cabo por Kobayashi *et al.*, (2012); se tomaron muestras de residuos orgánicos para prospectar el potencial de éstos para producción de metano e hidrógeno a través de procesos biológicos. Como resultado se separaron 12 categorías, siendo en su mayoría alimentos de origen vegetal o animal, completos o restos; así como papel derivado del consumo de alimentos y periódico para entregar los residuos de comida.

Alibardi y Cossu (2015) evaluaron la variación estacional (presentando los datos de 5 muestreos hechos durante un año) de los residuos orgánicos generados en la ciudad de Padua, Italia. Estos son residuos orgánicos separados en la fuente, fueron separados manualmente y se observa que 20% corresponde a material de rechazo o inertes, sin embargo se debe mencionar que esta fracción incluye, residuos orgánicos de difícil biodegradabilidad como huesos, cáscaras y huesecillos de frutas además de inorgánicos como plástico, metales y vidrio. En este mismo trabajo la fracción no clasificable corresponde a residuos orgánicos que fueron tamizados y poseen un tamaño de partícula menor a 20 mm. Las frutas y vegetales representan la mayor cantidad de residuos dentro de los muestreos llevados a cabo.

Por otra parte, Naroznova *et al.* (2016) caracterizaron las fracciones materiales de residuos orgánicos separados en su fuente de generación, en la ciudad de Halsnæs, Dinamarca, de los cuales separaron dos grupos: residuos separados adecuadamente y residuos separados incorrectamente. Los residuos orgánicos separados adecuadamente se dividen a su vez en dos subgrupos: residuos de comida y residuos lignocelulósicos. El primer subgrupo, el de residuos de comida lo forman

las fracciones restos de comida de origen animal, restos de comida de origen vegetal y papel usado en cocina. El segundo subgrupo incluye residuos de poda y fibras amoldadas (tubos de servilletas de cocina y papel higiénico y empaques de huevos). La tabla 6.2 muestra la composición en base húmeda de los residuos de los trabajos mencionados y este trabajo.

Tabla 6.2. Aporte en peso de las fracciones que componen a los residuos orgánicos en diversos países.

Residuo	País						
	Reino Unido *	Finlandia *	Portugal *	Padua, Italia **	Kyoto, Japón ***	Halsnæs, Dinamarca ****	Ciudad México (este trabajo)
	Por ciento (base húmeda)						
Fruta y Vegetales	60.9	44.5	59.2	51.2	73.6	58.9	32.6
Harinas y cereales	10.5	4.2	3.3	6.7	4	-	2.7
Origen animal	8.4	6.3	8.0	6.5	3.3	14.0	7.1
Restos de té y café y botanas	7.8	30.7	0.5	-	-	-	-
Alimentos varios y comida preparada	12.5	14.3	29	-	-	-	-
Restos de poda	-	-	-	-	0.3	12.7	18
Periódico para envolver	-	-	-	-	0.8	0.1	-
Papel	-	-	-	-	5.4	9.6	1.6
MONC	-	-	-	15.7	2.7	-	37.2
Inertes	-	-	-	19.8	1.8	1.8	-

Fuentes: * Zhang *et al.*, (2013); ** Alibardi y Cossu (2015), ***Kobayashi *et al.* (2012); **** Naroznova *et al.* (2016)

En la tabla 6.2 se observan variaciones tanto en la cantidad de fracciones, como en el porcentaje que aportan cada uno, sin embargo, una característica común es que el mayor aporte en peso lo hacen los residuos de frutas y vegetales; variando desde 32% en el caso de este trabajo hasta 73% en Japón (Kobayashi *et al.*, 2012). En el caso de las harinas, en todos los países éstas tienen un aporte menor o igual al 10% en peso húmedo, siendo Reino Unido el país con contenido más alto de harinas, 10.5% en sus residuos (Zhang *et al.*, 2013) y México el que menor contenido tiene, presentando 2.7%. Para la categoría de residuos de origen animal, México comparte similitudes con Portugal y Reino Unido.

Las categorías restos de té, café, botanas, alimentos varios y comida preparada tienen mayor dificultad al compararse entre diferentes países, ya que, exceptuando de los países involucrados en el proyecto VALORGAS dichas fracciones no se observaron en otros países; sin embargo resalta el valor elevado de restos de café, té y botanas en Finlandia (30.7%), y en Portugal éstos representan menos del 1% del peso húmedo (Zhang *et al.*, 2013); por otra parte, en este país los alimentos preparados aportan 29% del total del peso de los residuos clasificados. Favoino *et al.* (2003) señalan que el nivel socioeconómico alto se refleja en una menor generación de residuos orgánicos ya que los generadores tienden a consumir comida rápida, congelada o preparada; lo cual se observa en la categoría “comida preparada” encontrada en los residuos de los países europeos.

En el caso de los restos de poda y residuos lignocelulósicos sólo se encuentra en Japón un aporte de 3%, en Dinamarca aporta 12.7% únicamente como poda fresca, en Italia contribuye con 15.7% como residuos no clasificables; mientras que en la FORSU de la CDMX los restos de residuos lignocelulósicos corresponden al 55% del total en peso (representados por la poda fresca, hojarasca y material orgánico no clasificable). En el caso del periódico para envolver; éste se usa para disponer residuos de cocina; sin embargo no todos los países de la tabla 6.2 admiten la entrega de residuos orgánicos en papel periódico al servicio de recolección, se observa que sólo Dinamarca y Japón incluyen una categoría para este residuo.

6.3 Caracterización por sólidos totales, volátiles, fijos y humedad

La reducción de tamaño de partícula de los residuos es necesaria para homogeneizar cada una de las fracciones y facilitar su manejo en el laboratorio al momento de ser caracterizada. Una vez que los residuos fueron reducidos hasta obtener un tamaño de partícula de aproximadamente 1 mm, se evaluó el contenido de sólidos totales, volátiles, fijos y humedad de cada fracción que compone a la FORSU. Con la finalidad de comparar las características fisicoquímicas, bromatológicas y el potencial bioquímico de metano, además de las fracciones identificadas y la FORSU entera, se analizaron tres materiales como referencia de las fracciones identificadas en la FORSU de CDMX: una naranja fresca entera, carne de res cocida y un pan de harina entero (*bolillo*). Su caracterización también se presenta en la tabla 6.3.

En este trabajo se observa que los residuos con mayor contenido de humedad son frutas, poda fresca y vegetales con alrededor de 70% del total de su peso, mientras que los residuos con menor contenido de humedad son de origen animal y harinas, con 49.1 y 43.6 %, respectivamente. En comparación con las fracciones de frutas y vegetales de otros países, Naroznova *et al.* (2016) reportan un 76% de contenido de humedad, mientras que Alibardi y Cossu (2015) reportan valores de humedad ligeramente más altos, 83% para frutas y 81% para restos de vegetales; Kobayashi *et al.* (2012) únicamente reporta el contenido de sólidos volátiles y el proyecto

VALORGAS no muestran la caracterización individual de las fracciones identificadas en su trabajo.

Tabla 6.3. Contenido de sólidos y humedad de los componentes de la FORSU colectada en la estación de transferencia de Coyoacán, CDMX.

Sustrato	Humedad (g agua/ kgResiduo)	Sólidos totales (g ST/ kgResiduo)	Sólidos volátiles (g SV/ kgResiduo)	Sólidos fijos (g SF/ kgResiduo)	SV/ST (Adimensional)
Frutas	781	219	185	35	0.84
Vegetales	707	293	245	48	0.84
MONC	636	364	215	149	0.59
Origen animal	491	509	242	267	0.48
Harinas	436	564	451	113	0.80
Hojas secas	592	408	296	112	0.73
Poda fresca	726	274	192	82	0.70
Papel	668	332	266	66	0.80
FORSU	687	313	231	82	0.74
Carne	504	498	449	49	0.90
Naranja	831	169	149	20	0.88
Pan	203	797	618	179	0.78

Los residuos de origen animal de Italia y México poseen un contenido de humedad similar (43 y 49%, respectivamente) mientras que la fracción de residuos de cocina de origen animal en Dinamarca contiene mayor humedad (59%). La fracción de harinas sólo está reportada por Alibardi y Cossu (2015) y reporta 29% de humedad, un contenido menor que la de este trabajo, que posee 44%. Los residuos de poda en Dinamarca y México tienen el mismo contenido de humedad (73%), y en caso de los no clasificables de Italia y México hay mucha semejanza (66 y 64%, respectivamente). Sin embargo, a pesar de presentar contenidos de humedad similares, la relación SV/ST de las mismas fracciones presenta variaciones de acuerdo con el país de procedencia.

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. Y se observa que las frutas y vegetales en este trabajo poseen una relación de 0.84; en comparación con las mismas fracciones pero en el trabajo de Alibardi y Cossu (2015), las frutas poseen una relación de 0.9 y los vegetales de 0.89, finalmente en el trabajo de Naroznova *et al.* (2016) estos residuos están en una misma categoría y su relación SV/ST es 0.93; por lo que se infiere que en los residuos de frutas y verduras casi todos los sólidos pueden ser volatilizados; sin embargo, es necesario

complementar estos datos con los análisis bromatológicos ya que las fibras (materiales lignocelulósicos) si bien aportan sólidos volátiles, son difíciles de degradar biológicamente bajo condiciones anaerobias.

La fracción de harinas en este trabajo también posee una relación SV/ST alta (0.80), sin embargo en los residuos de Italia, esta fracción posee un valor casi cercano a 1, indicando que todos los sólidos presentes en su fracción de harinas (pasta y pan) son volatilizables, lo que implica también una mayor biodegradabilidad. A pesar de variar en el contenido de humedad, 59% en el caso de las hojas secas y 73% la poda fresca de este trabajo, su relación SV/ST es similar; las hojas secas tienen 0.73, mientras que la poda fresca tiene 0.7. La relación SV/ST para la fracción papel es de 0.8.

Una de las fracciones encontradas en la FORSU de la CMDX con menor valor en la proporción SV/ST es la de origen animal (0.48), ya que contiene cascarones de huevo, que son ricos en carbonato de calcio y también hay presencia de trozos de huesos de animales, los cuales tampoco se pueden volatilizar a 550° C; este valor contrasta con los residuos de origen animal en Italia (0.95) y Dinamarca (0.84), lo cual indica mayor probabilidad de biodegradabilidad. La otra fracción en este trabajo con menor contenido de SV corresponde al material orgánico no clasificable, que además de residuos de poda y materiales del resto de las fracciones de tamaño pequeño, también puede contener otros materiales inorgánicos difíciles de separar manualmente, y su relación SV/ST es 0.59; el otro país que reporta una fracción similar en contenido es Italia, sin embargo su relación SV/ST es de 0.81.

La FORSU de la CDMX posee un contenido de humedad similar al del material orgánico clasificable, la FORSU contiene 69% de humedad y el MONC 64%, sin embargo la relación SV/ST es mayor para la FORSU (0.74), al incluir todos los materiales que pertenecen a las diferentes fracciones; mientras que los orgánicos no clasificables corresponden a los residuos que son de difícil identificación o clasificación. En el trabajo de Campuzano y González-Martínez (2016) se analizan las características de la FORSU de diversos países y existen países con una relación SV/ST mayor a 0.9; sin embargo, poseen un contenido de humedad alto (igual o mayor a 75% como Bélgica, India y Colombia) y hay otros países cuya relación SV/ST es también mayor a 0.9, y tienen una humedad entre 60 y 70%, como Irlanda o Italia.

La FORSU de México (como país) presenta similitud con los datos obtenidos en este trabajo: 70% de humedad y una relación SV/ST de 0.75. Finalmente, para los materiales usados como referencia en esta tesis, en el caso de la carne cocida, aproximadamente la mitad de su contenido es humedad y el resto son sólidos, de los cuales 90% son materiales volatilizables, por lo que su relación SV/ST es de 0.9; mientras que el pan posee un contenido elevado de sólidos volátiles, sin embargo su relación SV/ST es de 0.78 y tiene un contenido muy bajo de humedad (20%). Finalmente la naranja fresca tiene un alto contenido de humedad (80%) y su

relación SV/ST es de 0.88, indicando que alrededor del 18% del peso húmedo es volatilizable.

6.4 Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que permite conocer la cantidad de materia oxidable y se puede asociar también con el contenido de sólidos volátiles de una muestra para obtener mayor información sobre el potencial de biodegradabilidad. Este parámetro también se utiliza en el modelo propuesto por Batstone et al. (2002) donde el material particulado y disuelto y la remoción de carga contaminante se expresa como DQO.

En este trabajo se determinó la DQO de cada sustrato, de la FORSU completa y de los materiales usados como referencia. Los resultados del análisis de DQO de este trabajo se presentan en la tabla 6.4

Tabla 6.4. DQO y relaciones DQO/sólidos totales y volátiles.

Sustrato	DQO (g/ kgResiduo)	DQO en (FORSU Porcentaje)	DQO/ST (g/ gSTResiduo)	DQO/SV (g/ gSVResiduo)
Frutas	501	27.3	2.28	2.71
Vegetales	722	7.5	2.46	2.94
MONC	311	23	0.85	1.44
Origen animal	806	11.3	1.59	3.33
Harinas	1894	10.2	3.36	4.2
Hojas secas	481	7.1	1.18	1.62
Poda fresca	519	11.8	1.90	2.71
Papel	539	1.7	1.62	2.03
FORSU	305	100	0.97	1.3
Carne de res	3183	-	6.4	7.1
Naranja fresca	3757	-	22.6	25.2
Pan blanco	539	-	0.7	0.9

La relación DQO/SV proporciona información sobre la cantidad de oxígeno requerido para oxidar un gramo de sólido volátil de los materiales analizados en este trabajo, tanto las fracciones de la FORSU como los materiales usados de referencia. La FORSU íntegra presenta la relación gDQO/gSV con un valor de 1.3, este valor es inferior que el de cualquiera de las fracciones que conforman la FORSU. Otros de los componentes de la FORSU con menor proporción DQO/SV son hojas secas (1.62) y MONC (1.44), ya que ambos, además de tener un contenido bajo de sólidos volátiles, presentan valores de DQO bajos.

Las fracciones que presentan los valores más altos son residuos de origen animal con 3.33 gDQO/gSV y harinas con 4.2 gDQO/gSV, mientras que frutas, residuos de

poda fresca y vegetales presentan valores similares; en el rango de 2.71-2.94 gDQO/gSV. Dos de los materiales usados como referencia son los que presentan una cantidad mayor de DQO (carne cocida 3,183 gDQO/kgResiduo) y su relación gDQO/gSV es de 7.1; la naranja entera presenta 3,757 gDQO/kgResiduo pero, debido a que su contenido de sólidos volátiles es muy bajo, su relación gDQO/gSV es de 25.2. En contraste, el pan fresco tiene la relación más baja, ya que su DQO es 539 gDQO/kgResiduo y su contenido de sólidos volátiles es muy elevado (618 gSV/kgResiduo) por lo que su relación gDQO/gSV es de 0.9. La figura 6.3 proporciona detalle sobre el aporte de cada fracción a la DQO de la FORSU.

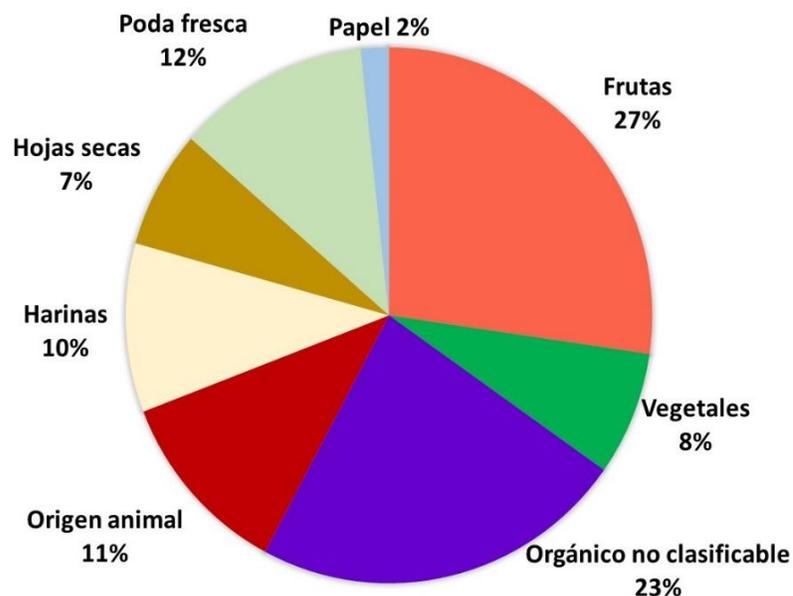


Figura 6.3. Aporte de DQO de las fracciones de la FORSU de la CDMX

En la tabla 6.4 se observa que las harinas son el residuo con mayor valor de DQO; sin embargo, dado que su peso como componente de la FORSU es de 3%, aportan 10% a la DQO de ésta; y que la fracción vegetales contribuye con 5.2% en peso pero 8% del total de DQO y los residuos de origen animal cuyo peso es 7.1%, aportan 11% del total de la DQO presente en la FORSU de la CDMX. Las frutas representan 27.4% en peso húmedo y contribuyen con ese mismo porcentaje a la DQO de la FORSU. Otras fracciones cuyo aporte porcentual a la DQO de la FORSU es el mismo que su peso en la FORSU son las hojas secas, la poda fresca y el papel.

Dentro de las fracciones que integran la FORSU también hay residuos con una proporción baja de gDQO/gSV residuo, como son las hojas secas y el MONC, que presentan una relación menor a 2, pero es importante prestar atención al aporte en peso, ya que de manera inversa a la fracción de harinas, el MONC presenta menor DQO pero mayor aporte al peso en húmedo por lo que representa el 23% de la DQO de la FORSU.

6.5. Fósforo y nitrógeno

Estos elementos son nutrientes esenciales para los microorganismos encargados del proceso de digestión anaerobia. El nitrógeno amoniacal en concentraciones elevadas también puede causar inhibición como se muestra en la tabla 3.1. Otra ventaja de tener concentraciones óptimas de estos nutrientes, es que el digestato resultante se puede utilizar como mejorador de suelos. Las concentraciones obtenidas en este trabajo se encuentran ligeramente arriba de las reportadas por Zhang et al., (2013) y el estudio de VALORGAS analiza los residuos en su totalidad y no el aporte de cada fracción de nutrientes de cada fracción.

Existen sustancias necesarias para que un sustrato pueda ser degradado por digestión anaerobia de manera óptima, particularmente fósforo y nitrógeno. Además existen otras sustancias, las cuales deben encontrarse en concentraciones a nivel traza y son conocidos como micronutrientes (hierro, selenio, magnesio, calcio, sodio, bario, molibdeno, níquel y cobalto). Los micronutrientes favorecen el crecimiento de los consorcios microbianos encargados del proceso de digestión anaerobia; sin embargo, en caso de encontrarse en concentraciones elevadas pueden inhibir el crecimiento de estos microorganismos (Mata-Alvarez, 2003).

En la tabla 6.5 se observa que las frutas, vegetales y harinas aportan muy poco fósforo a pesar de que posean valores elevados de DQO; por otra parte, el mayor aporte porcentual de fósforo lo tienen la fracción animal con 15% y el material orgánico no clasificable, que contribuye con 67%; la suma de estos dos residuos es 82% del total de fósforo presente en la FORSU de la CDMX. Al comparar los valores obtenidos con los datos reportados por Alibardi y Cossu (2015) se nota lo siguiente: las concentración en las frutas y vegetales difiere ya que estos autores presentan un valor mucho más elevado (2.0 g/kg) en comparación con este trabajo (0.3 g/kg) para frutas, y para vegetales 3.3 en comparación con 1.1 g/kg. Sucede lo opuesto en el caso de las fracciones de origen animal y MONC, ya que los residuos de la CDMX tienen mayor concentración de fósforo; la fracción animal presenta 6.4 contra 4.8 g/kg y el residuo orgánico no clasificable tiene 6.4 mientras que los residuos de Padua tienen 3.7 g/kg. Finalmente, la fracción de harinas de la CDMX tiene ligeramente menor concentración varía sólo 0.2 g/kg comparada con la de Padua, siendo el residuo que tiene más semejanza entre ambos.

Analizando las concentraciones de nitrógeno en base húmeda se observa que la mayor concentración corresponde a la fracción de origen animal, lo cual podría esperarse ya que ésta es rica en proteínas al contener residuos de carne, mientras que hojas secas, poda, vegetales y MONC poseen concentraciones similares entre ellos, sin embargo, la contribución al total de nitrógeno presente en la FORSU varía de acuerdo con el aporte en peso de cada residuo. Al comparar las concentraciones en sólidos totales se observa que la concentración en las hojas secas es menor que en la poda fresca, mientras que los vegetales, no clasificables y poda fresca tienen similitud entre sí. Comparando con los resultados de Alibardi y Cossu (2015), las

fracciones que incluidas en su trabajo poseen mayor concentración de nitrógeno que las diferentes fracciones de los residuos orgánicos de la CDMX.

También en la tabla 6.5 se observa que la mayor contribución de nitrógeno y fósforo en la FORSU la proporcionan las fracciones residuos de origen animal y el material orgánico no clasificable. La fracción MONC aporta 40.3% del total del nitrógeno y 67.6% del fósforo de la FORSU, mientras que los residuos de papel aportan menos del 1% del fósforo y nitrógeno presentes en la FORSU de la CDMX. Por otra parte, en el trabajo de revisión de Campuzano y González Martínez (2016), se enlista la caracterización de FORSU de diferentes países y, comparando el valor de nitrógeno con un total de 35 ciudades y países que reportan su contenido de nitrógeno en dicho trabajo, 10 ciudades presentan valores similares a la FORSU de este trabajo, entre el rango de 5.0 hasta 7.0 g/kg de nitrógeno. Además en el trabajo de Campuzano y González-Martínez (2016) se reporta un valor de 5.4 g/kg de nitrógeno para la FORSC de la Ciudad de México, y el promedio general de nitrógeno en los estudios enlistados en ese trabajo es de 7.9; por lo anterior se puede considerar que el valor de nitrógeno de la FORSU caracterizada en esta tesis se encuentra dentro de los valores reportados en otros países.

Tabla 6.5. Concentración de nitrógeno y fósforo de las fracciones de la FORSU colectada en la estación de transferencia de Coyoacán, CDMX.

Sustrato	Concentración base húmeda		Aporte porcentual		Nutrientes/ sólidos volátiles	
	N	P	N	P	N	P
	(g/kg residuo)	(g/kg residuo)	(% en FORSU)	(% en FORSU)	(g/kgResiduo)	(g/kgResiduo)
Frutas	3.4	0.3	11.3	2.5	18.2	1.8
Vegetales	6.7	1.1	4.3	1.6	27.5	4.3
MONC	8.8	6.4	40.3	67.6	40.8	29.8
Origen animal	24.9	7.4	21.7	14.7	103.0	30.5
Harinas	12.6	1.6	4.2	1.2	27.9	3.6
Hojas secas	7.8	2.2	7.2	4.6	26.4	7.3
Poda fresca	6.9	2.3	9.7	7.5	35.8	12.2
Papel	4.5	0.9	0.9	0.4	17.0	3.3
FORSU	6.1	3.3	100	100	26.6	14.3
Carne de res	43.6	8	-	-	97.1	7.8
Naranja fresca	1.8	1	-	-	11.7	0.9
Pan blanco	18.6	3	-	-	30.1	3.3

La relación carbono:nitrógeno:fósforo (C:O:N) o DQO:nitrógeno:fósforo (DQO:N:P) es útil para conocer si un material puede ser degradado usando el proceso de digestión anaerobia. En la tabla 6.6 se muestran las relaciones DQO:N:P de los materiales

caracterizados en este trabajo. Esta relación se realiza tomando en cuenta al fósforo como nutriente limitante. De acuerdo con Mata-Alvarez (2003), una relación (DQO:N:P) adecuada para que la digestión anaerobia de FORSU opere adecuadamente es 600:7:1, mientras que Deublein y Steinhauser (2008) indican una relación de 800:5:1 como óptima para que el proceso se lleve a cabo.

Se puede observar que no todos los sustratos se ajustan a una de las relaciones en particular; sin embargo, sí se ajustan a una u otra relación demostrando que tienen los nutrientes necesarios para ser sometidos al proceso de digestión anaerobia. Los sustratos que tienen una relación DQO:N:P cercano al rango 600:7:1 son vegetales, papel y carne de res cocida. Valores superiores a 800:5:1 indican que hay más material orgánico presente que el que puede ser degradado por los organismos tomando en cuenta que nitrógeno y fósforo pudieran ser limitantes. Los residuos de origen animal y el material no clasificable son las fracciones de la FORSU que aportan mayor cantidad de nutrientes en comparación con el material orgánico expresado como DQO. Los residuos de frutas y naranja fresca son los únicos sustratos que presentan relaciones de nutrientes por debajo de lo señalado por ambos autores.

Tabla 6.6. Relación DQO:N:P de los sustratos evaluados en este trabajo

Sustrato	DQO	N	P
Frutas	1653	11	1
Vegetales	650	6	1
MONC	49	1	1
Origen animal	109	3	1
Harinas	1184	8	1
Hojas secas	219	4	1
Poda fresca	226	3	1
Papel	593	5	1
FORSU	1001	2	1
Carne de res	398	5	1
Naranja fresca	3757	2	1
Pan blanco	180	6	1

6.6 Caracterización bromatológica

Los análisis bromatológicos, de Weende o química proximal, permiten conocer el contenido de proteínas, grasas y carbohidratos de cualquier alimento. En este trabajo se llevaron a cabo los análisis en cada una de las fracciones de FORSU y materiales de referencia (carne, naranja y pan). Los resultados se presentan en la tabla 6.6.

La carne cocida presenta el mayor contenido de grasa de todos los materiales analizados. Dentro de las fracciones de la FORSU los vegetales y los residuos de origen animal son los que poseen mayor contenido de grasas y aceites. En comparación con los residuos de origen animal reportados en el trabajo de Kobayashi et al. (2012), los residuos de origen animal en este trabajo contienen más grasas a pesar de que dentro de esta fracción también hay presencia de materiales como huesos y cascarones de huevo.

Las fracciones vegetales y frutas de este trabajo están agrupadas en una sola fracción en otros trabajos, dificultando su comparación. Kobayashi et al. (2012) reportan 19.4% de proteínas y 11.1% para los restos de origen vegetal, mientras que Naroznova et al. (2016) reportan 14% de grasas en la composición de la misma fracción. Allibardi y Cossu (2015) no presentan caracterización bromatológica de las fracciones identificadas en su trabajo.

Con respecto al contenido de proteínas, los residuos de origen animal son la fracción que presenta mayor contenido de éstas, seguido por la carne cocida. Los materiales como los residuos de frutas y la naranja fresca tienen el menor contenido de proteínas. La fracción de residuos de origen animal en este trabajo posee un mayor contenido de proteínas que las reportadas en los trabajos de Kobayashi et al. (2012) y Naroznova et al. (2016).

En el caso de los carbohidratos, dentro de las fracciones de la FORSU, las harinas y frutas presentan el mayor contenido. La naranja fresca también presentan elevado contenido de carbohidratos y el pan fresco. La carne cocida, al igual que los residuos de origen animal, poseen bajo contenido de carbohidratos.

Tabla 6.7. Caracterización bromatológica de los sustratos evaluados en este trabajo. (g/kgSV)

Sustrato	G y A	Proteína	Carbohidratos	Celulosa	Hemi-celulosa	Lignina
Frutas	235	113	638	249	1	45
Vegetales	364	172	395	176	36	106
MONC	293	254	451	186	66	163
Origen animal	332	644	42	-	-	-
Harinas	191	175	827	-	-	-
H. secas	293	165	705	224	76	132
Poda fresca	307	224	249	148	99	248
Papel	214	106	561	542	198	192
FORSU	251	166	521	208	156	156
Carne	627	607	18	-	-	-
Naranja fresca	95	73	1017	5	360	188
Pan fresco	76	188	783	-	-	-

Los análisis de fibra neutra y fibra ácido detergente proporcionan el contenido de celulosas, hemicelulosas y lignina en una muestra. Sin embargo, en el caso de

residuos de origen animal y harinas, así como para la carne cocida y el pan fresco, no aplican estas determinaciones debido a que no contienen fibras vegetales. Las fracciones de frutas y residuos de papel presentan similitud en el contenido de celulosa comparándolas con valores reportados para las mismas fracciones en el trabajo de Kobayashi et al. (2012). Los residuos de poda en el trabajo de Kobayashi et al. (2012) presentan mayor contenido de hemicelulosas (136 g/kgSV) y celulosas (457 g/kgSV) en comparación con los resultados de este trabajo. El contenido de lignina de las hojas secas es idéntico al contenido de la fracción de residuos de vegetación reportado por Naroznova et al. (2016).

Los residuos de papel de este trabajo presentan similitud en el contenido de celulosas con los trabajos de Kobayashi et al. (2012) y Naroznova et al. (2016) (todos se ubican entre 55 y 60% de celulosa con respecto a sólidos volátiles), lo cual es de esperarse puesto que el papel se compone principalmente de fibras de celulosa. El contenido de celulosas, hemicelulosas y ligninas de naranja fresca difiere de los valores presentados por la fracción de residuos de frutas de este trabajo, a pesar de que los cítricos representan una parte significativa de los materiales descritos en dicha fracción (ver tabla 6.1).

El MONC y la FORSU de este trabajo presentan un contenido de lignina similar (aproximadamente 16% de lignina con respecto a sólidos volátiles). Por otra parte, el contenido de lignina de los residuos de comida vegetal reportados por Naroznova et al. (2016) presentan similitud con la fracción frutas en este trabajo (alrededor de 5% con respecto a sólidos volátiles). La fracción de hojas secas de este trabajo y la de vegetales de Naroznova et al. (2016) contienen 13% de lignina con respecto a sólidos volátiles; en cambio, la poda fresca en este trabajo presenta 25% de lignina con respecto a sólidos volátiles. Kobayashi et al. (2012) no reportan valores de lignina, únicamente de proteínas, grasas, carbohidratos, celulosas y hemicelulosas.

6.7 Potencial bioquímico de metano

6.7.1. Inóculo

El inóculo se obtuvo de la planta de tratamiento de agua residual de Grupo Modelo, ubicada en la Ciudad de México. Los lodos fueron transportados el mismo día y refrigerados en la cámara fría del Instituto de Ingeniería a 4.5° C. Antes de llevar a cabo la caracterización y la prueba de potencial bioquímico de metano (PBM) los lodos granulares deben ser lavados y disgregados para conocer su contenido de sólidos (ST,SV y SF), ya que los SV de sustrato e inóculo son utilizados para fijar la relación inóculo-sustrato (RIS).

Otro análisis realizado para caracterizar el inóculo fue la DQO. En la tabla 6.8 se presentan los resultados de la caracterización de los lodos anaerobios. Los lodos granulares anaerobios de Grupo Modelo contienen mayor contenido de sólidos totales y volátiles (superiores a 100 g/kg) que los lodos provenientes de cervecerías reportados por Raposo et al. (2011) (83 y 39.4 g/kg). El inóculo usado en este trabajo tiene una relación SV/ST de 0.81 y la de Raposo et al. (2011) de 0.86.

Tabla 6.8. Caracterización del inóculo anaerobio

Sólidos totales g/kg	Sólidos volátiles g/kg	Sólidos fijos g/kg	SV/ST adimensional	DQO g/kgST
111	89	21	0.81	200,146

6.7.2. Arranque de la prueba

Una vez calculados los SV, se estableció una relación inóculo:sustrato (RIS) de 4:1. La norma VDI 4630 señala que para obtener resultados confiables la relación sustrato inóculo debe ser inferior o igual a 0.5 (ésta es igual a la RIS sólo reportada de forma inversa). Si se adiciona una cantidad muy baja de sustrato es probable que la producción de metano obtenida sea similar a la producción endógena y no se obtenga información confiable. En caso de que se agregue una elevada concentración de sustrato puede haber inhibición de los microorganismos metanógenos por ácidos grasos volátiles (AGV) y la consecuente disminución de pH, por lo que se adicionaron 400 mL de una solución amortiguadora de fosfatos.

Antes de arrancar la prueba se inyectó nitrógeno gas para desplazar el oxígeno presente en los 100 mL de espacio de cabeza. El volumen de micronutrientes se mantuvo fijo para todos los frascos y, en el caso de los frascos usados como testigo, no hubo adición de sustrato, únicamente micronutrientes, solución amortiguadora de fosfatos e inóculo anaerobio. La composición de biogás se determinó usando un cromatógrafo de gases SRI310. La agitación fue continua durante toda la duración del experimento a una velocidad de 110 rpm y la temperatura del baño María se fijó en 35° C. El pH se determinó antes y después de la prueba en cada frasco.

6.7.3. Producción de biogás y metano

Todas las pruebas de potencial bioquímico de metano tuvieron una duración de 21 días. La tabla 6.9 muestra la producción de biogás y metano, el contenido de metano y el aporte por cada fracción. De una manera inesperada, papel presentó la mayor producción de biogás, probablemente porque se encontraba empapado en los líquidos que se desprenden de los residuos durante su manejo y esos líquidos contienen sustancias disueltas fácilmente biodegradables. Los materiales que produjeron más de 700 LN/kgSV son papel, frutas, carne de res hervida y naranja fresca. De una manera similar a la producción de biogás, las sustancias que mayor cantidad de metano produjeron son carne de res hervida, papel, poda fresca y frutas. Las que menor cantidad de metano produjeron son hojas secas, harinas y material no clasificable.

Las fracciones frutas y MONC aportan, en conjunto, 60.7% del total del metano presente en la FORSU. Los orgánicos no clasificables tienen una producción relativamente baja de metano, por unidad de peso pero, debido a su cantidad relativa dentro de la FORSU, son los que más metano aportan. La poda fresca posee un aporte significativo al total del metano en la FORSU (12.5%). Por otra parte, los

residuos de papel poseen la mayor producción individual de metano y, sin embargo, aportan solamente el 2.7% del presente en la FORSU de la CDMX.

El biogás de la mayoría de sustratos presenta un contenido de metano entre 59 y 61%. La fracción de origen animal (63%) y carne de res cocida (65%) presentan mayor contenido de metano. De acuerdo con Khanal (2008) el contenido teórico de metano en residuos de proteínas es de 69% y, para grasas y aceites, de 70%. Los residuos de origen animal y la carne de res cocida contienen grasas y proteínas. Las harinas, frutas, pan fresco y naranja fresca produjeron biogás con los menores contenidos de metano con 59 %.

Tabla 6.9 Producción de biogás y metano durante la prueba de PBM.

Sustrato	Biogás	CH₄ en biogás	CH₄	CH₄ por fracción	CH₄ por fracción
	LN/kgSV	%	LN/kgSV	%	LN/kgSVFORSU
Frutas	728	59	401	28.1	92
Vegetales	579	60	345	6.4	21
MONC	503	61	298	32.6	107
Origen animal	484	63	312	7.6	25
Harinas	571	59	291	4.6	15
Hojas secas	283	61	178	5.5	18
Poda fresca	692	60	409	12.5	41
Papel	762	60	446	2.7	9
FORSU	601	60	348	100	328*
Dextrosa	638	61	363	-	-
Carne de res	709	65	465	-	-
Naranja fresca	703	59	371	-	-
Pan fresco	692	59	350	-	-

*Representa la suma de los aportes de todas las fracciones de la FORSU.

Las curvas individuales de producción de metano de cada sustrato se presentan en el anexo E. La figura 6.4 muestra las curvas netas de producción de biogás de cada uno de los materiales separados y las sustancias de referencia. Durante los primeros 6 días se observa un comportamiento similar entre las fracciones MONC, vegetales y poda fresca en la producción de biogás. FORSU y frutas tienen una buena producción los primeros 6 días para después pasar por una etapa de baja producción y, posteriormente, del día 8 al 13 la FORSU y la poda fresca producen exactamente la misma cantidad de biogás. Sin embargo, desde el día 14, la poda fresca produjo más biogás mientras que la FORSU disminuyó su producción considerablemente. La FORSU y el MONC poseen curvas de producción con pendientes similares y la única diferencia radica en que, debido al menor contenido de sólidos volátiles, MONC produce menos biogás.

Las fracciones con menor producción al arranque de la prueba son papel, hojas secas y residuos de origen animal. Posteriormente las curvas de cada uno de estos sustratos varían: las hojas secas detienen su producción de biogás el día 10 de la prueba, mientras que papel continuó produciendo biogás hasta el final de la prueba. Los residuos de origen animal, aunque en menor proporción, produjeron biogás durante los 21 días que duró la prueba.

Las fracciones de la FORSU de la CDMX con mayor producción de biogás son las frutas y el papel que, a pesar de tener una producción final similar, sus curvas de producción difieren: hasta el día 6 frutas produjeron 100 mL más que papel. Debido a su elevado contenido de material lignocelulósico, las hojas secas son la fracción con la producción más baja de biogás, no sólo de las fracciones de la FORSU, sino de todos los sustratos que se sometieron a la prueba de PBM, además de que prácticamente a partir del día 10 dejó de producir biogás.

De los materiales usados como referencia, el pan fresco, carne y naranja fresca tuvieron la mayor producción de biogás, mientras que la dextrosa, fue el sustrato de referencia con menor producción de biogás.

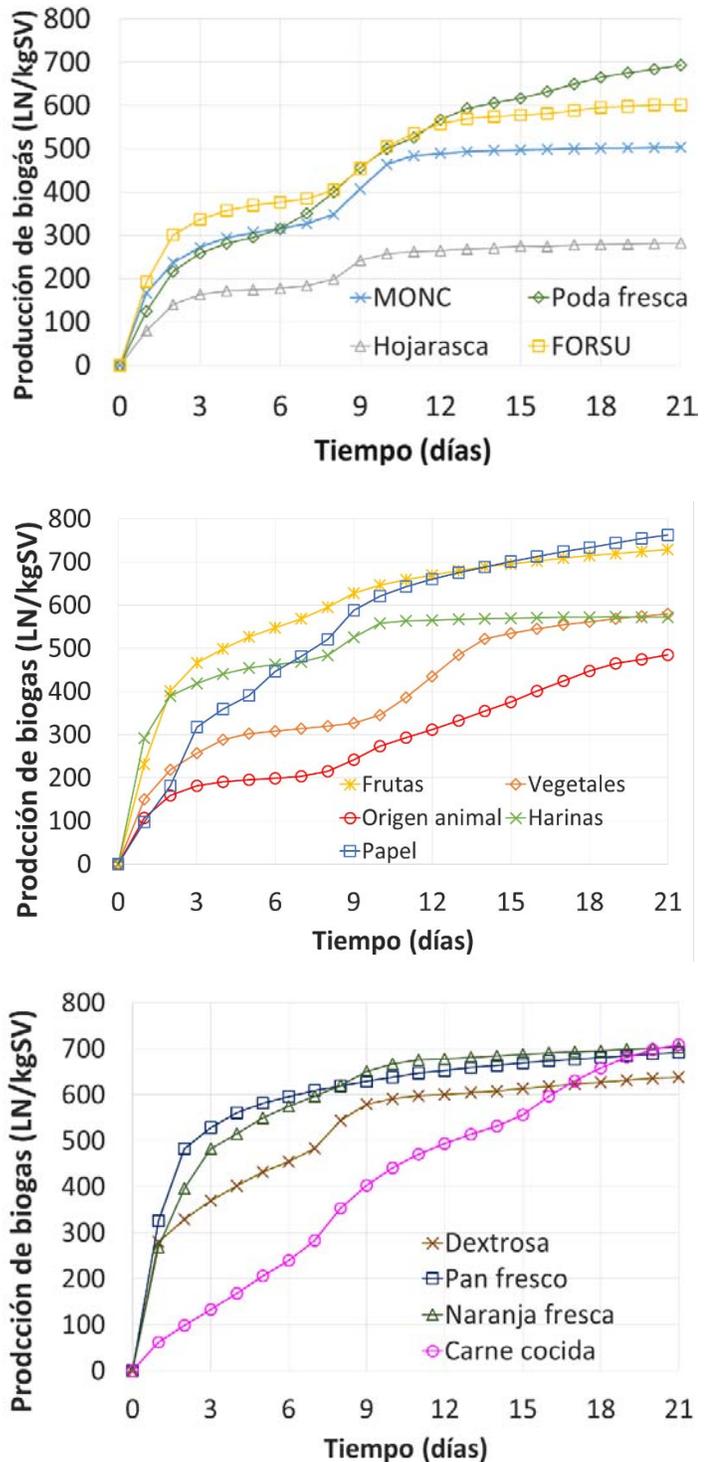


Figura 6.4. Curvas de producción de biogás.

En el caso de los sustratos usados como referencia en este trabajo, pan fresco, naranja fresca y dextrosa producen aproximadamente 300 LN/kgSV de biogás en el primer día de la prueba. Después, del día 3 al 7, pan fresco produce más biogás pero, a partir de ese día, su producción disminuyó de manera notable y naranja incrementó su generación de biogás a partir del día 8. La carne de res cocida produjo biogás de manera constante a lo largo de los 21 días, hasta tener la misma producción de biogás que la naranja fresca.

Debido a que el metano es el componente del biogás que es utilizado como fuente de energía, es necesario analizar la cantidad producida por cada sustrato. Las curvas de producción de metano se muestran en la figura 6.5.

En el caso de las curva de producción de metano de poda fresca, hojarasca, MONC, harinas, vegetales y FORSU, el comportamiento de las curvas es similar entre ellas (figura 6.5): Durante los primeros dos días la producción de metano es rápida para después disminuir de manera importante entre los días 3 y 7 para después aumentar nuevamente la producción hasta el día 12.

Después del día 11-12, la producción de metano de MONC, hojarasca, harinas y FORSU disminuye para continuar lentamente sin un aumento significativo. Después del día 12, poda fresca, frutas, papel y origen animal continúan produciendo

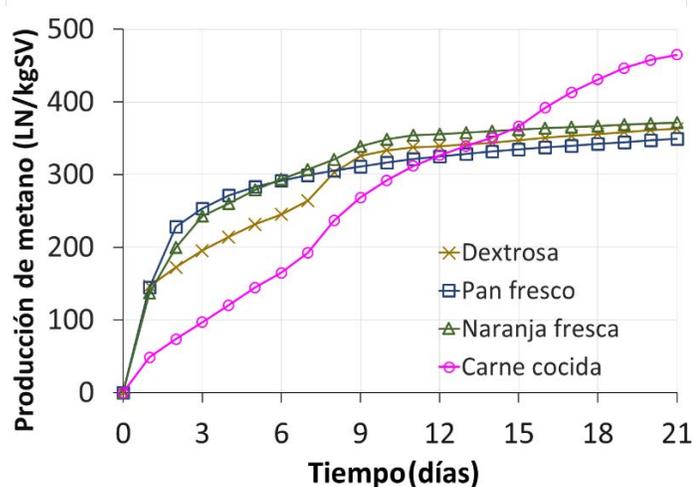
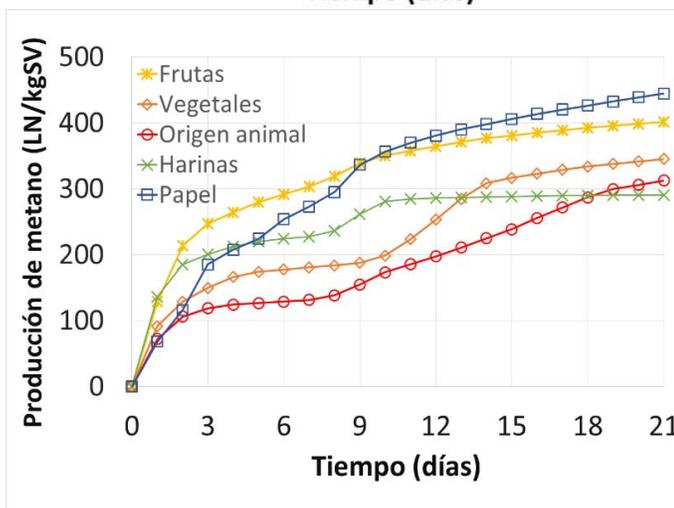
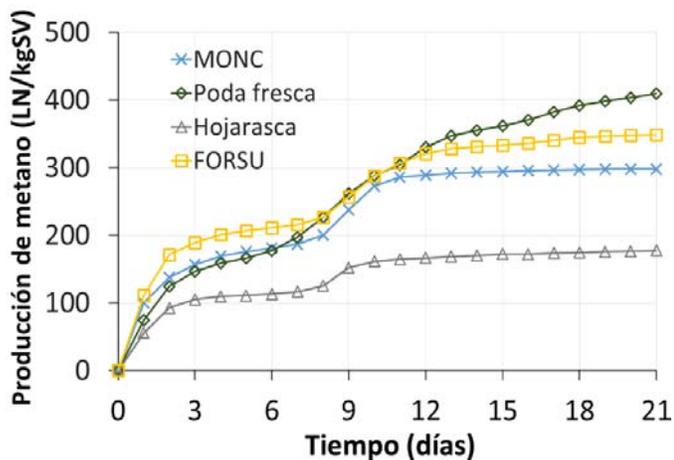


Figura 6.5. Curvas de producción de metano.

metano hasta el final de la prueba sin que las pendientes correspondientes disminuyan.

La tabla 6.10 muestra los valores relativos de la producción de metano al día 3 con respecto al valor final después de 21 días. Por medio de esta tabla es posible estimar la biodegradabilidad de los diferentes sustratos. Por ejemplo, para la FORSU, el 50 % de la producción de metano se lleva a cabo durante los primeros dos días y el otro 50 % durante los restantes 19 días. Las curvas de producción de metano de los sustratos de referencia pan fresco, dextrosa y naranja fresca tienen comportamientos similares: Producen metano rápidamente durante los primeros 3 días para disminuir lentamente hasta el día 9 cuando su producción disminuye hasta valores despreciables hasta el final de la prueba. La carne de res cocida presenta una producción de metano *quasi* constante sin que su tendencia disminuya durante los 21 días que requiere la prueba.

Tabla 6.10. Producción de metano durante los primeros 3 días con respecto a la producción final en 21 días.

Fracción o sustrato	(%)
MONC	53
Poda fresca	37
Hojarasca	56
FORSU	55
Frutas	63
Vegetales	42
Origen animal	39
Harinas	71
Papel	41
Dextrosa	55
Pan fresco	77
Naranja fresca	67
Carne de res cocida	22

Las curvas de producción de metano son similares a las de biogás ya que las diferencias se basan en el contenido de metano en el biogás de cada sustrato. Las fracciones frutas y papel se intersectan en el día 10 y el papel continua produciendo metano hasta el final. Harinas y hojas secas disminuyeron significativamente su producción de metano a partir del día 11. Harinas se intersectan con vegetales el día 13, ya que éstos últimos tuvieron otro aumento de producción del día 10 al día 13. Residuos de origen animal aumentan su producción nuevamente durante el día 8 y continúan produciendo metano hasta el final de la prueba, a pesar de que su producción total fue relativamente baja (312 LN/kgSV).

Los materiales usados como referencia presentan curvas similares y producción de metano similares entre sí, con excepción de la carne cocida, cuya curva no presenta un comportamiento diáuxico sino una producción lineal a lo largo de los 21 días de

operación de los reactores, el comportamiento diáuxico se observa cuando cuando hay dos sustratos presentes que pueden ser utilizados para la producción de biogás, en este caso, se refiere a sustancias de fácil degradación y la segunda producción, observada entre los días 7 y 8 corresponde a material hidrolizable, como lo señalan García-Jen *et al.* (2015). La dextrosa, naranja fresca y pan fresco prácticamente dejaron de producir metano el día 10 de la prueba, ya que estos materiales son ricos en carbohidratos y éstos son el sustrato que asimilan más rápidamente los microorganismos encargados del proceso de digestión anaerobia. En la tabla 6.11 se presenta una comparación de la producción de metano a partir de los componentes de la FORSU identificados en varios trabajos.

Tabla 6.11. Comparación de producción de metano de los componentes de la FORSU en diferentes países

Ciudad, País	Componente de la FORSU	Producción de metano LN/kgSV	Referencia
Kyoto, Japón	Grupo rico en grasas y aceites	850	Kobayashi <i>et al.</i> (2012)
	Grupo rico en proteínas	580	
	Grupo rico en carbohidratos	390	
	Grupo rico en celulosas	325	
Padua, Italia	Restos de pasta y pan	350	Alibardi y Cossu (2015)
	Carne, queso y pescado	555	
	Frutas	410	
Halsnæs, Dinamarca	Residuos de origen animal	572	Naroznova <i>et al.</i> (2016)
	Residuos de origen vegetal	425	
	Servilletas y toallas de papel	419	
Ciudad de México, México	Frutas	401	Este trabajo
	Vegetales	345	
	MONC	298	
	Residuos de origen animal	312	
	Harinas	291	
	Hojas secas	178	
	Restos de poda	409	
	Papel	446	
Sustratos de referencia	Dextrosa	363	Este trabajo
	Carne de res cocida	465	
	Naranja fresca	371	
	Pan fresco	350	

Se observa que, con excepción de las sustancias separadas de la FORSU en este trabajo, los componentes de los residuos orgánicos que son ricos en grasas y proteínas (residuos de origen animal como carnes y lácteos) presentan mayor producción de metano, y los residuos con menor producción de metano son los ricos en carbohidratos o celulosas, como se observa en los valores reportados por Kobayashi *et al.* (2012) para el grupo de residuos rico en celulosas, y Naroznova *et*

al. (2016) para los residuos de servilletas y toallas de papel de cocina. En el caso de la producción de metano de los componentes de la FORSU en la CDMX, el papel posee mayor producción sin embargo, su valor presentado (444 LN/kgSV) es similar al obtenido por Naroznova et al. (2016), que es de 419LN/kgSV. La fracción de frutas reportada por Alibardi y Cossu (2015) obtuvo 410 LN/kgSV de metano mientras que la fracción de frutas en este trabajo produjo 401 LN/kgSV. Al comparar el resto de las producciones obtenidas en este trabajo con los autores de la tabla 6.11 se observa en general que los valores obtenidos de las fracciones de la FORSU en este trabajo son inferiores en comparación con el resto.

7. CONCLUSIONES

- Se identificaron dos grupos de residuos dentro de la FORSU de la Ciudad de México: residuos de poda doméstica (56 %) y residuos de comida (44 %) que, a su vez, se separaron en ocho diferentes fracciones.
- Las fracciones con mayor aporte en peso son material orgánico no clasificable y frutas con 37.2 y 27.4 %, respectivamente. Papel y harinas aportan la menor cantidad con 1.6 y 2.7 %, respectivamente.
- Los sólidos volátiles son el parámetro de referencia para calcular la producción de metano y, en este trabajo se identificó que las fracciones con mayor peso relativo de sólidos volátiles son frutas y vegetales con 84 % seguidos de harinas y papel con 80 %. El valor más bajo fue de los residuos de origen animal con 48 %.
- Las fracciones con mayor aporte como DQO son frutas y material orgánico no clasificable con 27.3 y 23 %, respectivamente. Papel y hojas secas aportan la menor cantidad con 1.7 y 7.1 %, respectivamente.
- A diferencia de las ciudades de Padua, Kyoto y Halsnaes cuyos residuos contienen más del 50 % de frutas y vegetales, la Ciudad de México contiene 33 %. Por otro lado, la FORSU de la Ciudad de México contiene entre 8 y 100 % más residuos de jardinería que las otras ciudades antes mencionadas, ya que la Ciudad de México recibe residuos de poda y jardinería doméstica además de restos de comida en los días de recolección orgánica. Además este muestreo, fue llevado a cabo a mediados de enero de manera puntual, por lo que no se posee información de la variación composicional de acuerdo a las estaciones del año.
- La mayor producción de metano fue de material orgánico no clasificable con el 32.6 %, seguido por frutas con 28.1 %, poda fresca con 12.5 % y origen animal con 7.6 %. La menor producción relativa de metano es de papel con 2.7 %.
- La producción de metano de la FORSU fue de 348 LN/kgSV, mientras que la suma de las producciones de las fracciones de la FORSU fue de 328 LN/kgSV. De los sustratos de referencia, la carne cocida produjo 117 LN/kgSV más que la FORSU, dextrosa 15 LN/kgSV más, naranja fresca 23 LN/kgSV más y pan fresco solamente 2 LN/kgSV más que la FORSU de la Ciudad de México.
- Las producciones de metano de las fracciones identificadas en este trabajo fueron menores en comparación con trabajos similares, dado que no todos los trabajos presentan información sobre el origen del inóculo y que la prueba de PBM no es estandarizada, no es posible conocer las causas que inciden en una menor producción en general comparando con los trabajos citados.

8. REFERENCIAS

- Alibardi, L., Cossu, R. (2015). Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. *Waste Management*. 36, 147-155.
- Al Seadi, T., Owen, N., Hellström, H., Kang, H., 2013. Source separation of MSW: An overview of the source separation and separate collection of the digestible fraction of household waste, and other similar wastes from municipalities, aimed to be used as feedstock for anaerobic digestion in biogas plants. IEA Bioenergy.
- Angelidaki, I., Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science & Biotechnology*. 3(2), 117-129.
- Association of Official Analytical Chemists. (1995). Official methods of analysis of AOAC International.
- APHA, AWWA, WEF (2012). Standard Methods for examination of water and wastewater. 22a ed. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. Washington D.C, EEUU; 1360 pp.
- Apul, O. G., Sanin, F. D. (2010). Ultrasonic pretreatment and subsequent anaerobic digestion under different operational conditions. *Bioresource technology*. 101(23), 8984-8992.
- Baldasano, J. M., & Soriano, C. (2000). Emission of greenhouse gases from anaerobic digestion processes: comparison with other municipal solid waste treatments. *Water science and technology*, 41(3), 275-282.
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Vavilin, V. A. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1(ADM 1). *Water Science & Technology*. 45(10), 65-73.
- BEKON, (2015). BEKON Technology. <http://www.bekon.eu/> (Última consulta 06-06-2016)
- Bernstad, A., Malmquist, L., Truedsson, C., la Cour Jansen, J. (2013). Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. *Waste management*. 33(3), 746-754.
- Blischke, J. (2004) Combining anaerobic digestion with enclosed tunnel composting. *BioCycle*. 45 (4) 49-51
- BTS, (2014). BTS Biogas. <http://www.bts-biogas.com/en/products/bioaccelerator.html> (Última consulta 03-11-2016).
- CDMX (2016) Comunicación social. Contará CDMX con planta de biogestión más grande del mundo. <http://comunicacion.cdmx.gob.mx/noticias/nota/contara-cdmx-con-planta-de-biodigestion-mas-grande-del-mundo> (Última consulta 17-01-2017)
- Campuzano, R., González-Martínez, S. (2015). Extraction of soluble substances from organic solid municipal waste to increase methane production. *Bioresource technology*. 178, 247-253.
- 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.
- Chakraborty, M., Sharma, C., Pandey, J., Singh, N., Gupta, P. K. (2011). Methane emission estimation from landfills in Delhi: A comparative assessment of different methodologies. *Atmospheric environment*. 45(39), 7135-7142

- Cho, S. K., Im, W. T., Kim, D. H., Kim, M. H., Shin, H. S., Oh, S. E. (2013). Dry anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: performance and methanogenic community analysis. *Bioresource technology*. 131, 210-217.
- Chynoweth, D. P. (1996). Environmental impact of biomethanogenesis. *Environmental monitoring and assessment*. 42(1-2), 3-18.
- De Baere, L., Mattheeuws, B. (2008). State-of-the-art 2008—anaerobic digestion of solid waste. *Waste management world*. 9(5), 1-8.
- De Baere, L. (2010). The Dranco Technology: A unique digestion technology for solid organic waste. *Organic Waste Systems (OWS) Pub.* Bélgica.
- Demirel, B., Scherer, P. (2008). The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 7(2), 173-190.
- Durán-Moreno, A., Garcés-Rodríguez, M., Velasco, A. R., Marín-Enriquez, J. C., Gutiérrez-Lara, R., Moreno-Gutiérrez, A., Delgadillo-Hernández, N. A. Mexico City's municipal solid waste characteristics and composition analysis. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 29(1), 39-46.
- Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith F., (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical chemistry*, 28(3), 350-356
- Favoino, E., Tornavacca, A., Ricci, M. (2003). Recent optimisation of schemes for source separation of biowaste taking into account local condition. *In Proc. ECN Conference "The future of separate collection of biowaste"*. Barcelona.
- Fernández, J., Perez, M., Romero, L. I. (2008). Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresource technology*. 99(14), 6075-6080.
- Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M., Romero, L. I. (2013). Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW: kinetic analysis. *Chemical Engineering Journal*. 232, 59-64.
- Fantozzi, F., Buratti, C. (2011). Anaerobic digestion of mechanically treated OFMSW: experimental data on biogas/methane production and residues characterization. *Bioresource technology*. 102(19), 8885-8892.
- GDF. (2003) Gobierno del Distrito Federal. Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Publicada en la Gaceta Oficial del Distrito Federal el 22 de abril de 2003. México.
- GDF. (2010) Gobierno del Distrito Federal. Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos para el Distrito Federal. Publicado en la Gaceta Oficial del Distrito Federal el 13 de septiembre de 2010. México.
- Greenfield, H., Southgate, D. A. (2003). *Food composition data: production, management, and use*. Food & Agriculture Org.
- Gujer, W. Zehnder, A. (1983) Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*. 15, 127-167.
- Hansen, T. L., Schmidt, J. E., Angelidaki, I., Marca, E., la Cour Jansen, J., Mosbæk, H., Christensen, T. H. (2004). Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*. 24(4), 393-400.
- Hansen, T. L., la Cour Jansen, J., Davidsson, Å., Christensen, T. H. (2007-A). Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery. *Waste Management*. 27(3), 398-405.

- Hansen, T. L., la Cour Jansen, J., Spliid, H., Davidsson, Å., Christensen, T. H. (2007). Composition of source-sorted municipal organic waste collected in Danish cities. *Waste Management*. 27(4), 510-518.
- Hartmann, H., Ahring, B. K. (2006) Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Science and Technology*. 53 (8) 7-22.
- Hendriks, A. T. W. M., Zeeman, G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource technology*. 100(1), 10-18.
- Henze, M. (Ed.). (2008). *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. IWA publishing.
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G. (2009). A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource technology*. 100 (8), 2355-2360.
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*. 31(8), 1737-1744.
- Khanal, S. K. (2008). *Anaerobic biotechnology for bioenergy production*. Wiley-Blackwell. Iowa, Estados Unidos. 179 pp.
- Kobayashi, T., Xu, K. Q., Li, Y. Y., Inamori, Y. (2012). Evaluation of hydrogen and methane production from municipal solid wastes with different compositions of fat, protein, cellulosic materials and the other carbohydrates. *International journal of hydrogen energy*. 37(20), 15711-15718.
- Kumar, P., Barrett, D. M., Delwiche, M. J., Stroeve, P. (2009). Methods for pretreatment of lignocellulosic biomass for efficient hydrolysis and biofuel production. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 48(8), 3713-3729.
- Lee, D. H., Behera, S. K., Kim, J. W., Park, H. S. (2009). Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. *Waste Management*. 29(2), 876-882.
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., González, C., Latrille, E., Roger, J. M., Junqua, G., Steyer, J. P. (2010). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry*. 45(4), 431-440.
- Li, Y., Park, S. Y., & Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and sustainable energy reviews*. 15(1), 821-826.
- López-Torres, M., Espinosa- Lloréns, M. del C. (2008). Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. *Waste Management*. 28(11), 2229-2234.
- Jiménez Martínez, N. M. (2015). La gestión integral de residuos sólidos urbanos en México: entre la intención y la realidad. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, (17), 29-56.
- Mata-Álvarez, J., Mace, S., Llabres, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource technology*. 74(1), 3-16.
- Mata-Álvarez, J. (2003.) *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste*. IWA Publishing, Londres, Reino Unido. 315 pp.
- Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., del Carmen Márquez, M. (2011). Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Applied Thermal Engineering*. 31(13), 2135-2140.
- Mudhoo, A. (Ed.). (2012). *Biogas production: pretreatment methods in anaerobic digestion*. John Wiley & Sons, Nueva Jersey, Estados Unidos. 311 pp.

- NMX-AA- 015-1985 (1985). Norma Mexicana Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales, muestreo, método de cuarteo. Secretaría 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*”. Secretaría de Comercio y fomento Industrial. México, D.F., México.
- Raposo, F., Fernández-Cegri, V., De la Rubia, M. A., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., Frigon, J.C., Ganesh, R., Kaparaju, P., Koubova, J., Mendez, R., Menin, G., Peene, A., Scherer, P., Torrijos, M., Uellendahl, H., Wierinckm, I., De Wilde, V. (2011). Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 86(8), 1088-1098.
- Nielfa, A., Cano, R., Vinot, M., Fernández, E., Fdz-Polanco, M. (2015). Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste. *Process Safety and Environmental Protection*. (94), 180-187.
- Sandoval-Lozano, C. J., Mendoza, M. V., de Arango, M. C., Monroy, E. F. C. (2009). Microbiological characterization and specific methanogenic activity of anaerobe sludges used in urban solid waste treatment. *Waste management*. 29(2), 704-711.
- Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal (2013). Inventario de Residuos Sólidos del Distrito Federal 2012. Consultado en: <http://www.sedema.df.gob.mx/flippingbook/inventario-residuos-solidos-2012/>
- Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal (2015). Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México 2014. Consultado en: <http://www.sedema.cdmx.gob.mx/sedema/index.php/temas-ambientales/programas-generales/residuos-solidos>
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. McGraw-Hill, Inc. Nueva York, Estados Unidos
- Verma, S. (2002). Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid waste. Columbia University, Department of Earth and Environmental Engineering. Estados Unidos
- 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.
- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J., Jones, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource technology*. 99(17), 7928-7940.
- Weiland, P. (2010). Biogas production: current state and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology*. 85(4), 849-860.
- Wellinger, A., Murphy, J.D., Baxter. (2013) *The Biogas handbook: science, production and applications*. Woodhead Publishing. Cambridge, Reino Unido.
- Westenbrink, S., Brunt, K., Van der Kamp, J. W. (2013). Dietary fibre: challenges in production and use of food composition data. *Food chemistry*. 140(3), 562-567.
- Zaher, U., Buffiere, P., Steyer, J. P., Chen, S. (2009). A procedure to estimate proximate analysis of mixed organic wastes. *Water Environment Research*. 81(4), 407-415.
- Zhang, Y., Arnold, R., Paavola, T., Vaz, F., Neiva Correia, C., Cavinato, C., Kusch, S., Heaven, S. (2013). Compositional analysis of food waste entering the source

segregation stream in four European regions and implications for valorisation via anaerobic digestion. 14th International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italia. 30 septiembre al 4 de octubre 2013.

ANEXO A

Folleto ilustrando los residuos orgánicos e inorgánicos en la CDMX



Figura. A.1. Folleto informativo para la separación de residuos en la CDMX

En este folleto emitido por la Secretaría de obras de la CDMX se observa en la parte izquierda los residuos recibidos dentro de los días de recolección de orgánicos y que incluyen la poda fresca y seca, así como huesos y animales muertos, cascarrones de huevo y servilletas de papel usadas en la cocina e ingesta de alimentos. Por otra parte, en la derecha se enlistan los residuos inorgánicos o “secos”, en la parte superior los plásticos, vidrios, metales, papel y cartón son residuos que son separados por su valor como reciclables. En los residuos señalados como varios, “todo lo demás” comprende materiales textiles o plásticos; y en sanitarios y electrónicos se enlistan materiales que deben ser entregados por separado al ser de manejo especial.

ANEXO B

Muestreo de RSU y cálculo de peso volumétrico

Estación de transferencia: delegación Coyoacán

Tipo de residuos que recibe: residuos sólidos urbanos y residuos de poda pública provenientes de la dirección de obras y servicios.

Delegaciones que atiende: Coyoacán, Xochimilco y Tlalpan

Fecha de muestreo: 22 de enero de 2015

Eficiencia en separación de residuos: 78% (SEDEMA, 2015)

Tabla B.1. Camiones seleccionados mediante tabla de números aleatorios para el muestreo de residuos sólidos urbanos

No. de Camión	Placas	Procedencia	Tipo de residuos	Descripción
1	1851	Xochimilco	Orgánico e inorgánico	2 compartimientos
7	1941	Xochimilco	Barrido municipal	2 compartimientos
10	37-55-CF	Coyoacán	Orgánicos e inorgánicos	2 compartimientos
14	622	Tlalpan	Domiciliarios y poda	2 compartimientos
17	3678-CE	Tlalpan	Barrido	2 compartimientos
18	9762-CH	Coyoacán	Poda	Camioneta
23	3945-CE	Tlalpan	Domiciliarios orgánicos	1 compartimiento
28	3614-CF	Coyoacán	Domiciliarios	2 compartimientos
37	8783-CG	Coyoacán	Domiciliarios y poda	2 compartimientos
56	3382-CF	Coyoacán	Domiciliarios	1 compartimiento

Para la obtención de la muestra de residuos y cálculo del peso volumétrico se usa el procedimiento marca en la NMX-AA-15-1985 para el cuarteo de residuos sólidos municipales de características heterogéneas. Se acumuló un aproximado de 1000 kg de residuos orgánicos que fueron dispersados y divididos en 4 partes iguales, se desecharon dos partes opuestas y con ellas se determinó el peso volumétrico *in-situ*, de acuerdo con el procedimiento señalado en la norma NMX-AA-19-1985 y aplicando la siguiente fórmula:

Cálculo del peso volumétrico *in-situ*

$$Pvol = \frac{(P - B)}{V} = \frac{(124.8 \text{ kg} - 14.5 \text{ kg})}{0.2 \text{ m}^3} = 551.5 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$$

Donde:

Pvol= peso volumétrico de los residuos, unidades: kg/m³

P= peso del barril con los residuos, unidades: kg

B= peso del barril sin residuos, unidades: kg

V= volumen del barril, unidades m³

ANEXO C

Separación, clasificación y molienda de las fracciones de la FORSU



Figura C.1. Descongelado de la FORSU



Figura C.2. Separación de los residuos



Figura C.3. Fracción de residuo frutas en bruto



Figura C.4. Residuo molido en licuadora de la fracción frutas



Figura C.5. Tamaño de partícula en el extrusor de residuo frutas



Figura C.6. Distintos tamaños de partícula de residuo de poda

ANEXO D

Curvas de producción de biogás de los materiales analizados en este trabajo

En la sección de resultados se muestra el promedio de las pruebas de potencial bioquímico de metano ya que la finalidad es comparar la producción de biogás entre cada tipo de residuos. En este anexo se muestran las variaciones entre los duplicados de cada prueba:

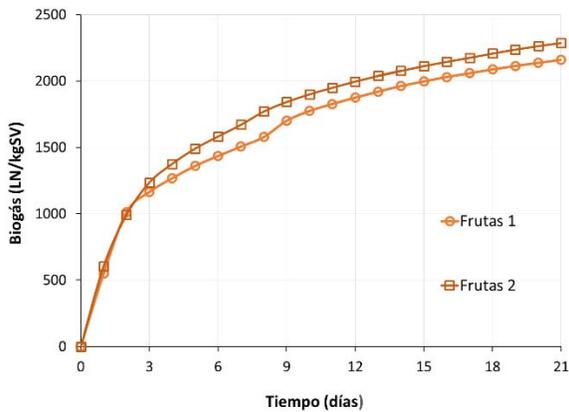


Figura D.1. Producción de biogás frutas

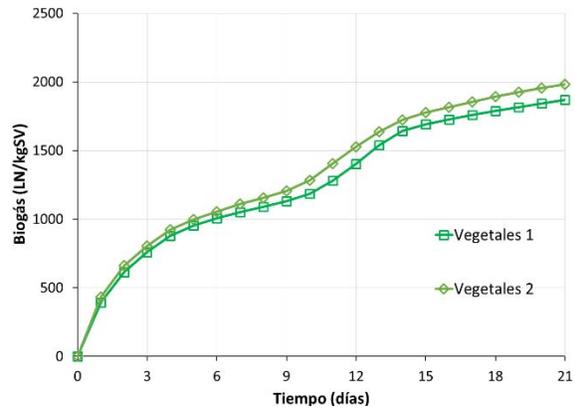


Figura D.2. Producción de biogás vegetales

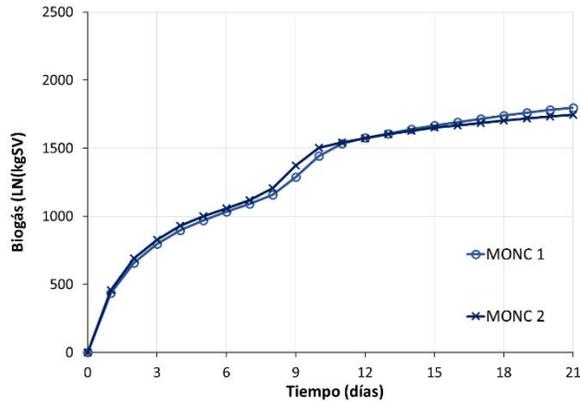


Figura D.3. Producción de biogás MONC

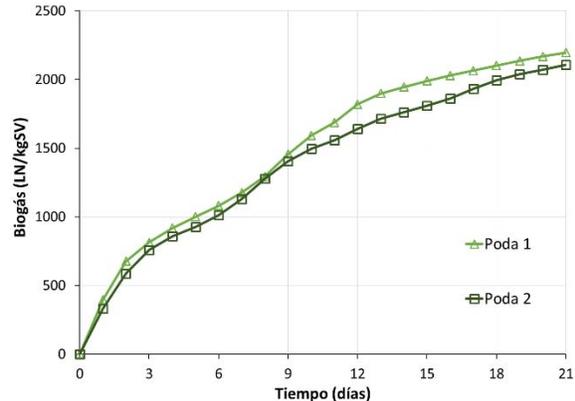


Figura D.4. Producción de biogás poda

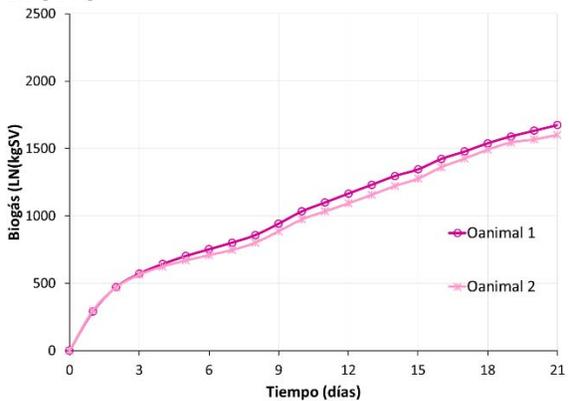


Figura D.5. Producción de biogás o. animal.

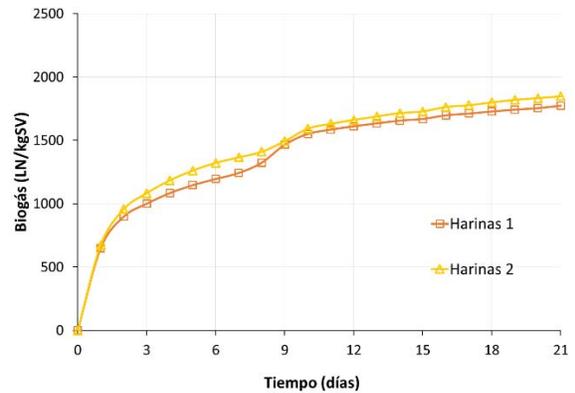


Figura D.6. Producción de biogás harinas

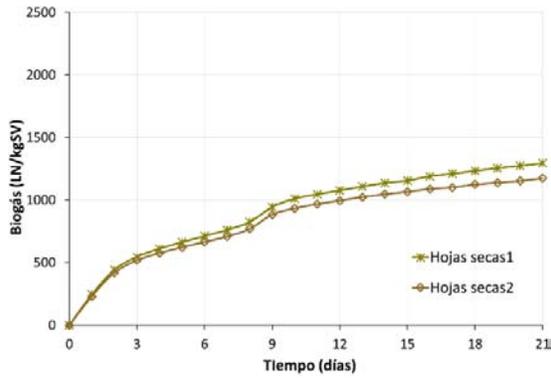


Figura D.7. Producción de biogás hojas secas

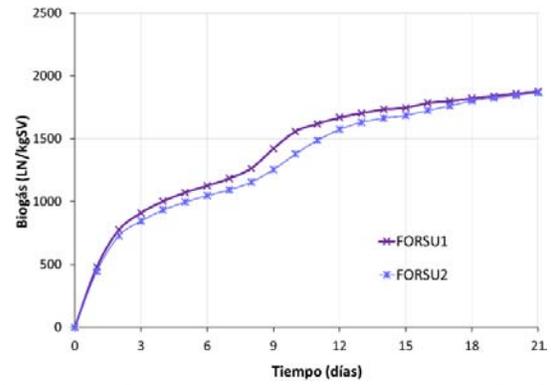


Figura D.8. Producción de biogás FORSU

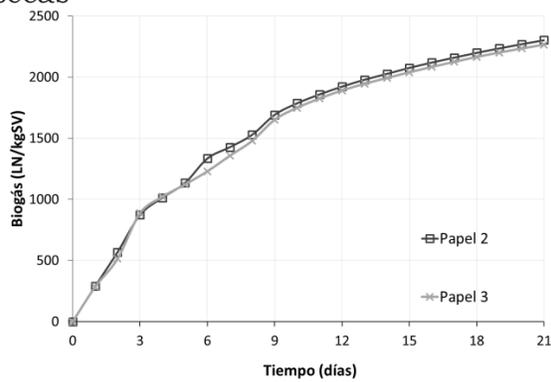


Figura D.9. Producción de biogás papel

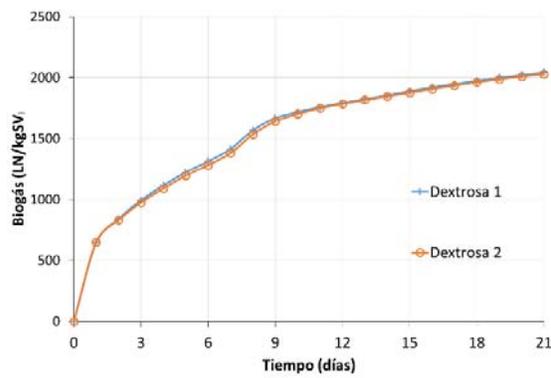


Figura D.10. Producción de biogás dextrosa

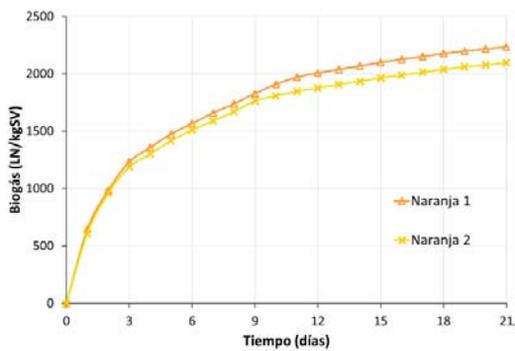


Figura D.11. Producción de biogás naranja fresca

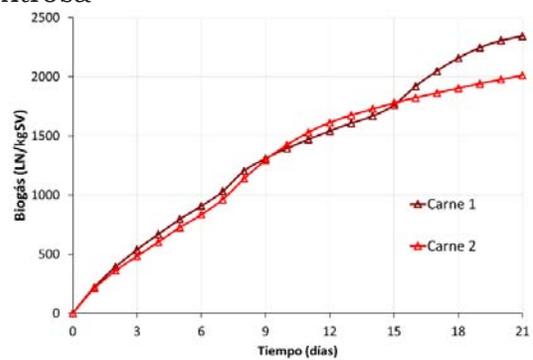


Figura D.12. Producción de biogás carne de res

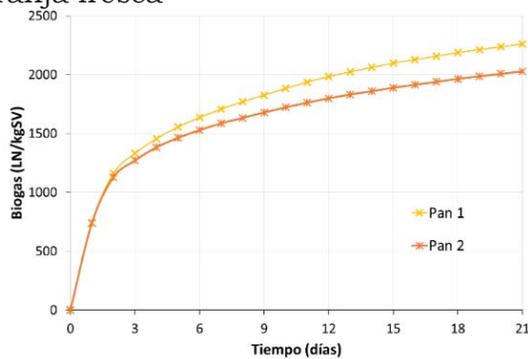


Figura D.13. Producción de biogás pan b.

