



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

TRATAMIENTO TÉRMICO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS
RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO PARA
LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA

P R E S E N T A:
I.Q. SANDRA CARLOS PINEDO

TUTOR PRINCIPAL
Dr. Simón González Martínez, Instituto de Ingeniería

COMITÉ TUTOR
Dr. Alfonso Durán Moreno, Facultad de Química
M. en C. Constantino Gutiérrez Palacios, Facultad de Ingeniería

MÉXICO, D.F. OCTUBRE DE 2013

JURADO ASIGNADO

Presidente:	Dr. Alfonso Durán Moreno
Secretario:	Dra. María Teresa Orta Ledesma
Vocal:	Dr. Simón González Martínez
1er. Suplente:	M.I. Constantino Gutiérrez Palacios
2do. Suplente:	Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez

Lugar donde se realizó la tesis:

Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Instituto de Ingeniería, UNAM.

TUTOR DE TESIS:

Dr. Simón González Martínez

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca recibida para realizar mis estudios de maestría.
- Al apoyo del Gobierno del Distrito Federal por medio del proyecto del fondo mixto convenio FOMIX GDF-CONACYT 94330.
- Al Dr. Simón González Martínez por el apoyo, por su paciencia, por sus consejos y guía recibida que permitieron la realización de esta tesis.
- Al Dr. Alfonso Durán Moreno, al M.I. Constantino Gutiérrez Palacios, por su colaboración en mi comité tutor orientándome cada semestre con sus valiosos comentarios.
- A la Dra. María Teresa Orta Ledesma y a la Dra. Gabriela Moeller Chávez por sus asesorías que permitieron el mejoramiento de este trabajo de investigación.
- A la Dra. Yazmín Lucero Cobos Becerra y a la M.I. Rosalinda Campuzano Ángeles, por su compañía, el apoyo académico y la amistad brindados.
- A mis amigos y compañeros de la maestría, en especial a Mónica Antúnez Argüellez, Leidy Tami Pimiento, José Iván Chávez, Julián David Oviedo, Gerardo Muñoz Montoya y Andrés Martínez Arce, gracias por tan bella amistad.

DEDICATORIA

- ❖ A mis padres Elvia Pinedo Rojas y Miguel Carlos Ruedas (†), ya que jamás encontraré la forma de agradecer su gran apoyo y confianza, el objetivo alcanzado también es de ustedes y es para mí la mejor de las herencias.
- ❖ A mi hermana Claudia (Yaya) y a mi sobrino Diego (Yeyo) por su apoyo y comprensión en el trayecto de esta tesis, por sus consejos y la alegría que me brindan todos los días, gracias.
- ❖ A mis tías, tíos, primos y toda mi familia que siempre me han apoyado y me hacen seguir adelante en todo lo que me propongo.
- ❖ A Arturo por su amor, comprensión y apoyo incondicional.
- ❖ A mis grandes amigas, Mimi, María, Cristy, Natalia, Monse, Karina, Fabiola y Samanta, por escucharme y hacerme reír siempre.

CONTENIDO

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivos	3
1.1.1. General.....	3
1.1.2. Particulares.....	3
1.2. Alcances	3
2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL DISTRITO FEDERAL	4
2.1. Composición y clasificación de los residuos sólidos urbanos.....	4
2.2. Biodegradabilidad de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos ..	6
3. DIGESTIÓN ANAEROBIA	9
3.1. Hidrólisis.....	10
3.2. Acidogénesis.....	12
3.3. Acetogénesis.....	12
3.4. Metanogénesis.....	13
3.5. Factores que afectan la degradación anaerobia.....	13
3.5.1. Temperatura.....	14
3.5.2. pH.....	14
3.5.3. Nutrientes.....	15
3.5.4. Relación Carbono-Nitrógeno.....	15
3.5.5. Inhibidores.....	15
3.6. Digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.	16
3.6.1. Waasa.....	17
3.6.2. Valorga.....	18
3.6.3. Dranco.....	19
3.6.4. Kompogas.....	20
3.6.5. BTA.....	21
3.6.6. HAASE.....	22
4. PRETRATAMIENTOS	24
4.1. Tratamiento biológico.....	25
4.2. Tratamiento químico.....	26
4.3. Tratamiento físico.....	27
4.3.1. Tratamiento mecánico.....	27
4.3.2. Tratamiento con ultrasonido.....	28
4.3.3. Tratamiento térmico.....	28
5. METODOLOGÍA	35

5.1. Caracterización y preparación de la muestra.....	36
5.2. Prueba de lixiviación.....	37
5.3. Tratamiento térmico.....	38
5.3.1. Prueba exploratoria.....	38
5.3.2. Tratamiento térmico-hidrotermólisis.....	39
5.4. Reactores.....	40
5.5. Potencial bioquímico de metano.....	41
5.6. Diseño experimental.....	42
5.7. Métodos analíticos.....	43
6. RESULTADOS.....	45
6.1. Caracterización.....	45
6.2. Prueba de lixiviación.....	46
6.2.1. Demanda química de oxígeno.....	47
6.2.2. Sólidos.....	48
6.2.3. Prueba de potencial bioquímico de metano.....	52
6.3. Prueba exploratoria de tratamiento térmico con respecto al tiempo.....	56
6.3.1. Demanda química de oxígeno.....	56
6.3.2. Sólidos.....	58
6.3.3. Prueba de potencial bioquímico de metano.....	59
6.4. Tratamiento térmico-hidrotermólisis.....	62
6.4.1. Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.....	63
6.4.2. Sólidos.....	64
6.4.3. Nutrientes.....	68
6.4.4. Fibras.....	69
6.4.5. Prueba de potencial bioquímico de metano.....	70
7. CONCLUSIONES.....	75
8. REFERENCIAS.....	76
ANEXO 1. Prueba de calentamiento y enfriamiento de los reactores.....	81
ANEXO 2. Análisis estadístico.....	84
ANEXO 3. Datos de sólidos para la prueba de lixiviación.....	89

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Generación de residuos sólidos por delegación, (adaptado de SMADF, 2010).....	5
Figura 2.2. Fracciones principales de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal (APDF, 2010).	5
Figura 3.1. Proceso de digestión anaerobia (Adaptado de Gujer y Zehnder, 1983).....	10
Figura 3.2. Intervalos de temperatura óptima para la digestión anaerobia (Adaptado de Mata-Alvarez, 2003).	15
Figura 3.3. Diagrama principal del proceso Valorga (Adaptado de Scheper, 2003).....	18
Figura 3.4. Diagrama principal del proceso Dranco (Adaptado de Scheper, 2003).....	19
Figura 3.5. Proceso KOMPOGAS (Adaptado de KOMPOGAS, 2010).	20
Figura 3.6. Figura 3.6. Proceso BTA (Adaptado de Verma, 2002).....	22
Figura 4.1. Degradación anaeróbica de la lignocelulosa y celulosa para la formación de metano (Adaptado de Mata-Alvarez et al., 2011).	25
Figura 4.2. Esquema del tratamiento térmico para el material lignocelulósico (Adaptado de Mosier, 2005).	29
Figura 4.3. Análisis térmico de la degradación del material lignocelulósico de muestras sólidas de maíz (Adaptado de Rubio, et. al. 1998).	34
Figura 5.1. Esquema de la metodología general.....	36
Figura 5.2. Caracterización de la FORSU.	37
Figura 5.3. Prueba de lixiviación de la FORSU.	38
Figura 5.4. Reactor utilizado en el tratamiento térmico de la FORSU.....	40
Figura 5.5. Equipo AMPTS para la determinación de potencial de metano.	42
Figura 6.1. a) Lixiviaciones totales (sin filtrar) de la FORSU. b) Fracción disuelta en las lixiviaciones.....	47
Figura 6.2. Comportamiento de DQO extraída en cada uno de los lixiviados.	48
Figura 6.3. Comportamiento de sólidos totales extraídos de la FORSU.....	49
Figura 6.4. Comportamiento de sólidos totales volátiles extraídos en los lixiviados.....	50
Figura 6.5. Comportamiento de sólidos totales fijos extraídos en los lixiviados realizados.	51
Figura 6.6. Producción neta de biogás para la prueba de lixiviación.	53
Figura 6.7. Producción específica de metano de los lixiviados.....	54
Figura 6.8. Fracción promedio de metano para prueba de lixiviación.	55
Figura 6.9. Comportamiento de la DQO disuelta a cada temperatura y tiempo del tratamiento.	57
Figura 6.10. Comportamiento de los sólidos a cada temperatura y tiempo.....	58
Figura 6.11. Producción específica de biogás para la prueba de tratamiento térmico a diferentes tiempos.....	60
Figura 6.12. Producción específica de metano para la prueba de tratamiento térmico a diferentes tiempos.....	61
Figura 6.13. Fracción promedio de metano para prueba de tratamiento térmico a diferentes tiempos.	62
Figura 6.14. DQO de las muestras tratadas a diferentes temperaturas.	63

Figura 6.15. Sólidos en muestras tratadas por hidrotermólisis, a) sólidos totales, b) sólidos disueltos y c) sólidos suspendidos.....	67
Figura 6.16. Producción neta de biogás para las muestras tratadas.....	71
Figura 6.17. Producción específica de metano en las muestras tratadas.	72
Figura 6.18. Concentración de metano en el biogás.....	73

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1. Composición de los RSU del Distrito Federal por los estudios de la JICA y UNAM (JICA, 1999; Garcés, 2010).....	7
Tabla 2.2. Contenido de lignina y fracción biodegradable de residuos sólidos (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993).....	7
Tabla 3.1. Principales reacciones en la formación de metano (Conrad <i>et al.</i> , 2010).....	13
Tabla 4.1. Revisión bibliográfica de los impactos de diferentes tratamientos térmicos en la digestión anaerobia mesofílica (Adaptado de Bougrier <i>et al.</i> , 2007).....	31
Tabla 4.2. Tratamiento a metales lignocelulósicos.....	33
Tabla 5.1. Tabla de doble entrada con diseño factorial.....	43
Tabla 5.2. Técnicas analíticas.....	44
Tabla 6.1. Resultados de la caracterización de la FORSU en base húmeda.....	46
Tabla 6.2. Valores de DQO extraída total y disueltos de los seis lixiviados realizados a la FORSU.....	48
Tabla 6.3. Valores de sólidos para las seis lixivaciones (en base húmeda).....	49
Tabla 6.4. Relación entre los sólidos volátiles y totales.....	51
Tabla 6.5. Producción neta de biogás así como la producción específica de metano.....	52
Tabla 6.6. Demanda química de oxígeno total, disuelta y suspendida.....	57
Tabla 6.7. Determinación de sólidos para las diferentes temperaturas y tiempos.....	58
Tabla 6.8. Producción específica de biogás y metano.....	59
Tabla 6.9. DQO después del tratamiento térmico.....	63
Tabla 6.10. DBO y relación DBO/DQO para los tratamientos térmicos.....	64
Tabla 6.11. Determinación de sólidos después del tratamiento térmico.....	65
Tabla 6.12. Relaciones de sólidos después del tratamiento térmico.....	66
Tabla 6.13. Nitrógeno y fósforo presentes en las muestras tratadas.....	69
Tabla 6.14. Fibras en las muestras tratadas y sin tratar.....	69
Tabla 6.15. Producción neta de biogás y producción específica de metano.....	72
Tabla A2-1. a) Análisis de varianza y b) prueba de Tukey.....	85
Tabla A2-2. a) Análisis de varianza y b) prueba de Tukey.....	85
Tabla A2-3. a) Respuesta DBO_T/DQO_T , tabla de análisis de varianza. b) Prueba de	86

Tukey.....	
Tabla A2-4. a) Respuesta DBO_D/DQO_D , tabla de análisis de varianza. b) Prueba de Tukey.....	87
Tabla A2-5. a) Respuesta SDT/STT, tabla de análisis de varianza. b) Prueba de Tukey...	88
Tabla A3-1. Determinación de sólidos totales volátiles para la prueba de lixiviación.....	89
Tabla A3-2. Determinación de sólidos totales fijos para la prueba de lixiviación.....	89

RESUMEN

La digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) tiene como limitante la estabilización y degradación de materiales lignocelulósicos presentes en ella. Existen varios pretratamientos físicos para mejorar su hidrólisis, entre ellos los pretratamientos térmicos.

El presente trabajo tuvo como objetivo aplicar un tratamiento hidrotérmico a la FORSU utilizando varias temperaturas de calentamiento, con el fin de determinar su influencia sobre la solubilización de materia orgánica y su producción de biogás.

En la primera etapa del trabajo se realizó una prueba de lavado de los residuos orgánicos obtenidos previamente en un muestreo en la estación de transferencia de la delegación Milpa Alta del Distrito Federal. Los residuos se lavaron seis veces con agua limpia manteniendo una relación 1:3 de FORSU, en cada lavado se separaron las fases sólida y líquida. De acuerdo con los resultados obtenidos se necesitan sólo dos lavados para extraer un 24 % del material carbonoso inicial determinado como demanda química de oxígeno (DQO) del 39 % que representan los seis lavados con respecto a la FORSU. En cuanto a producción neta de biogás, el residuo lavado (bagazo) representa el 50.5 % de la producción final y el valor más alto de producción para lixiviados es de 28.6 %, ambos respecto a la FORSU.

En la siguiente etapa del trabajo se determinó que el tiempo de calentamiento en el tratamiento hidrotérmico no tiene efecto significativo en cuanto a producción de biogás. Se realizaron pruebas de calentamiento a la FORSU con agua en relación 1:3 a los tiempos: 15, 30 y 45 minutos y a las temperaturas de 120 °C y 375 °C. El calentamiento se realizó en vasos de vidrio dentro de recipientes herméticos de acero inoxidable. Con los resultados se fijó el tiempo de calentamiento para las pruebas a 30 minutos, debido a que se logró un mejor manejo y estabilización de los reactores de pretratamiento.

Finalmente se realizó la prueba de pretratamiento térmico por hidrotermólisis a la FORSU. Con base en la literatura, se consideraron siete temperaturas: 120, 160, 200, 240, 280 y 320 °C (condiciones de agua subcríticas) y a 375 °C (condiciones de agua supercríticas). Las mejores producciones de biogás se obtuvieron a los 160, 200 y 240 °C con un 25 % de aumento con respecto al control. La muestra tratada a 160 °C tuvo la mejor composición final de biogás: 70 % de metano y 30 % de CO₂.

ABSTRACT

Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) has as its main obstacle stabilization and degradation of lignocellulosic materials present in it. There are several physical pretreatments to improve hydrolysis, including thermal pretreatment.

This study aimed to apply a hydrothermal treatment at the OFMSW using various heating temperatures, in order to determine their influence on the solubilization of organic matter and biogas production.

In the first stage of the test work was carried out by washing the organic waste on a sample previously obtained in the transfer station Milpa Alta delegation of Mexico City. The residues were washed six times with fresh water to maintain a 1:3 ratio of OFMSW, in each wash were separated solid and liquid phases. According to the results obtained, only two washes are needed to remove 24% of the original carbonaceous material determined as the chemical oxygen demand (COD) of 39 % representing the six washes respect to the OFMSW. As for net production of biogas, washed residue (bagasse) represents 50.5% of the final production and the highest value for leachate production is 28.6%, both compared to OFMSW.

In the next step of the work was determined that the heating time in the hydrothermal treatment had no significant effect in terms of biogas production. Heating tests were performed to OFMSW hydrothermal heating with water in ratio 1:3 for times: 15, 30 and 45 minutes at temperatures of 120 ° C and 375 ° C. The heating was carried out in glass vessels within stainless steel airtight containers. With the results, we set the heating time to 30 minutes because achieved better handling and stabilizing the pretreatment reactor.

Finally test was performed by hydrothermolysis pretreatment to OFMSW. Based on the literature, it took seven temperatures: 120, 160, 200, 240, 280 and 320 ° C (subcritical water conditions) and 375 ° C (supercritical water conditions). The best biogas yields were obtained at 160, 200 and 240 ° C with a 25% increase over the control. The sample treated at 160 ° C had the best biogas composition of biogas: 70% methane and 30% CO₂.

1. INTRODUCCIÓN

En la Ciudad de México, los residuos sólidos urbanos (RSU) los define la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR, 2007) como: “los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos”.

La generación u origen de los residuos sólidos urbanos está directamente relacionada con las actividades diarias de las personas. La generación per cápita promedio de residuos sólidos de tipo domiciliario para el 2010 fue de 0.582 kg/hab, esto es, 44 % del total generado. El comercio, la industria y los servicios generan, en conjunto, 0.692 kg/hab, un 56 % del total, para sumar una generación promedio/habitante por día de 1.274 kg (APDF, 2010).

Los factores que favorecen el incremento del problema de la recolección y tratamiento de los residuos sólidos urbanos son el crecimiento de las ciudades, la industrialización y los cambios en los patrones de consumo; dichos factores propician el crecimiento del volumen y diversificación del tipo de desechos. Una de las consecuencias de la acumulación de basura es la producción de líquidos lixiviados y gases que si no se tratan adecuadamente pueden contaminar los suelos y aguas (Pineda, 2006).

La generación promedio de desechos por día en 2009 en el país era de un kilogramo por habitante; el promedio más alto fue el Distrito Federal, con 1.3 kg. Hasta el año 2011 el

Distrito Federal contaba con un solo vertedero o relleno sanitario, “Bordo Poniente”, que cumplió con su vida útil y, en diciembre de 2011, fue clausurado (Pérez, 2012).

Los desechos sólidos no controlados pueden contaminar diferentes elementos como el aire, el agua o la tierra por un mal manejo de los residuos. El efecto de los lixiviados puede traer consecuencias desastrosas para la ecología de los municipios suburbanos y urbanos. La saturación de los rellenos sanitarios y la proliferación de tiraderos a cielo abierto o en sitios no adecuados multiplican los problemas como la aparición de fauna nociva, aumento de basura, emanación de gases, entre otros. De aquí la necesidad de aprovechar las propiedades de estos residuos, en especial su fracción orgánica (Quezada, 2012).

La posibilidad de digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) ha sido estudiada desde 1970 (Flotats, 1997). Esta es una alternativa de tratamiento atractiva para los residuos porque además de generar energía en forma de metano, permite la reducción del volumen de residuos que se envían a rellenos sanitarios o cualquier otro lugar que sea utilizado como destino final de estos residuos, además de la obtención de energía por medio de la conversión a compost, se produce un residuo semisólido que puede ser utilizado como acondicionador de suelos libre de organismos patógenos (Li *et al.*, 2011). El proceso de digestión anaerobia implica principalmente cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

La digestión anaerobia es un proceso que, en ausencia de oxígeno, descompone la materia orgánica. El principal producto de este proceso es biogás, que es una mezcla de aproximadamente 65 % de metano (CH_4) y 35 % dióxido de carbono (CO_2) (Mata-Alvarez, 2003). Cuando la materia orgánica contenida en los RSU se utiliza como sustrato de la digestión anaerobia, el proceso se denomina biometanización o biogasificación. En este proceso la materia orgánica se transforma en biogás y en una fracción sólida que puede utilizarse como mejorador de suelo.

La aplicación de la digestión anaerobia para el tratamiento de la FORSU tiene una baja tasa de degradación (Bipro *et al.*, 2011) ya que la FORSU es un sustrato complejo y, gracias a su variada composición, requiere una vía metabólica más compleja para ser degradado antes de la conversión final a metano. La etapa que controla la digestión anaerobia para los residuos sólidos es la etapa de hidrólisis; en esta etapa las macromoléculas son reducidas a moléculas simples para su consumo para los microorganismos. La hidrólisis de componentes con estructura como la celulosa, lignina y otras estructuras, es difícil, especialmente de residuos sólidos, en comparación con los residuos líquidos (Fernández-Güelfo *et al.*, 2011).

Dentro de los principales componentes lignocelulósicos de los RSU, la celulosa es un polisacárido compuesto de moléculas de glucosa; es rígido, insoluble en agua, y contiene desde varios cientos hasta miles de unidades de glucosa. El compuesto orgánico más difundido

en la naturaleza es el componente principal de las paredes celulares vegetales en las cuales se encuentra junto con hemicelulosa, pectina, extensina (que actúan como aglutinante entre las fibras celulósicas) y lignina. La biodegradabilidad de los residuos sólidos depende de la cantidad de lignina que contengan (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Una forma de mejorar el rendimiento de tratamiento de residuos sólidos y reducción del tiempo de hidrólisis dentro del proceso de digestión anaerobia son los pretratamientos realizados a estos residuos. Por ejemplo, el pretratamiento del sustrato por la desintegración mecánica tiene efectos positivos sobre la biodegradabilidad anaerobia del sustrato, a través de un aumento de la superficie específica disponible para el medio.

Dentro de los tratamientos físicos se encuentra el tratamiento térmico que ha demostrado ser un método efectivo para la hidrólisis de compuestos lignocelulósicos, disminuyendo el tiempo de hidrólisis en la digestión anaerobia (Elliott y Mahmood, 2007).

El objetivo del pretratamiento es acelerar el proceso anaerobio, específicamente en la etapa de hidrólisis, producir una mayor cantidad de biogás, reducir la cantidad de residuo final y el tiempo de digestión.

1.1. Objetivos

1.1.1. General

Evaluar la producción de metano en un sistema anaerobio cuando los residuos sólidos orgánicos son sometidos a un pretratamiento térmico.

1.1.2. Particulares

- Determinar la temperatura y el tiempo del pretratamiento que proporcione los mejores rendimientos en producción de biogás y metano.
- Evaluar la producción de metano de residuos sólidos orgánicos urbanos y de su fracción susceptible de solubilización con agua.

1.2. Alcances

- Los sólidos utilizados como muestra se obtendrán en una estación de transferencia del Distrito Federal.
- La determinación del biogás se realizará utilizando el aparato de laboratorio denominado *Potencial Bioquímico de Metano*.

2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL DISTRITO FEDERAL

En el Distrito Federal se generan diariamente alrededor de 12,589 toneladas de residuos sólidos (SMADF, 2010). Tiene 8,851,080 habitantes y es una de las áreas del país con mayor densidad demográfica; se encuentra dividido en 16 delegaciones. La delegación Iztapalapa cuenta con una población de 1,815,786 habitantes, mientras que la delegación Gustavo A. Madero tiene 1,185,772 habitantes, estas dos delegaciones tienen la mayor cantidad de habitantes y son las que más generación de RSU presentan (INEGI, 2011) (Figura 2.1).

La generación per cápita de residuos sólidos de origen doméstico varía de acuerdo con la modificación de los patrones de consumo de la población. Por ejemplo patrones como el incremento, la comercialización de productos industrializados y de lujo, el tamaño de la población y sus características socioeconómicas, principalmente.

2.1. Composición y clasificación de los residuos sólidos urbanos

Los residuos sólidos se pueden clasificar de acuerdo con su fuente de origen en (SMADF, 2009):

- Domiciliarios
- Comerciales
- De sitios públicos
- Institucionales
- Hospitalarios
- Industriales

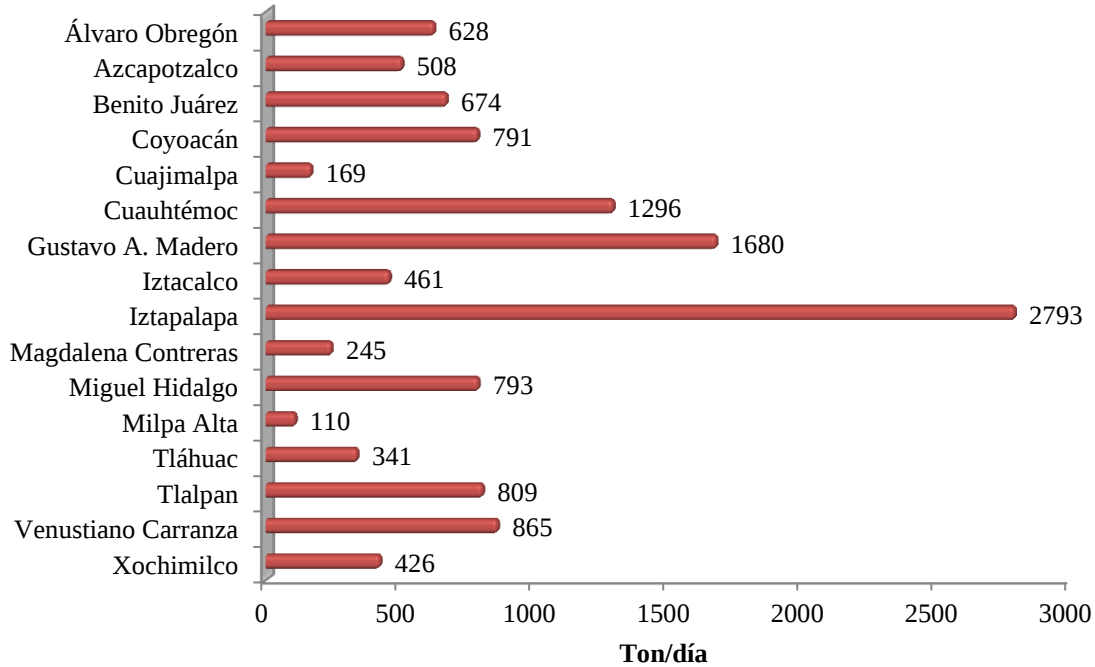


Figura 2.1. Generación de residuos sólidos por delegación, (adaptado de SMADF, 2010).

La mayor generación de residuos sólidos es de origen domiciliario. Se estima que de los hogares proviene el 47 %, de los comercios el 30 %, de los servicios el 15 % y de otras actividades el 8 %. En un estudio realizado por el Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos para el Distrito Federal en el 2010, la generación domiciliar se compone de 55.58 % de residuos orgánicos, 20.30 % de reciclables y 24.12 % de otros materiales (APDF, 2010) (Figura 2.2).

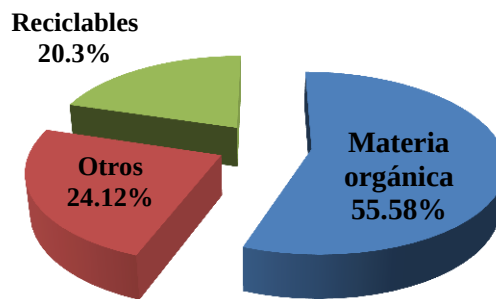


Figura 2.2. Fracciones principales de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal (APDF, 2010).

La FORSU ha sido estudiada para analizar su posible aprovechamiento mediante el proceso de digestión anaerobia; está compuesta principalmente por (APDF, 2010):

- Residuos de jardinería y los provenientes de poda de árboles y áreas verdes;
- Residuos provenientes de la preparación y consumo de alimentos;
- Residuos susceptibles de ser utilizados como insumo en la producción de composta.

La fracción restante de los residuos son materiales que pueden ser susceptibles de valorización para su reutilización y reciclaje, tales como:

- Vidrio;
- Papel y cartón;
- Plásticos;
- Aluminio y otros metales no peligrosos y laminados de materiales reciclables;
- Cerámicos;
- Artículos de oficina y utensilios de cocina;
- Equipo eléctrico y electrónico;
- Ropa y textiles;
- Sanitarios y pañales desechables;
- Otros no considerados como de manejo especial.

En 1999 la Agencia Internacional de Cooperación Japonesa (JICA) realizó un estudio sobre la composición de los RSU del Distrito Federal. En otros dos estudios realizados en 2010 se reporta una composición actualizada de RSU para ese año (Garcés, 2010; Orta *et al.*, 2010) (Tabla 2.1). En el contenido de materia orgánica se ve una diferencia del 8.62 % entre los dos estudios, considerando que los estudios fueron realizados en diferentes épocas del año y las actividades realizadas por la población en esos años no son las mismas.

2.2. Biodegradabilidad de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

La FORSU tiene una composición variada, haciendo que el proceso de digestión anaerobia sea más complejo. Biológicamente se puede clasificar como (Tchobanoglous *et al.*, 1993):

- Constituyentes solubles en agua, como, azúcares, aminoácidos y ácidos orgánicos.
- Hemicelulosa.
- Celulosa.
- Grasas, ácidos grasos de cadena larga.
- Lignina (presente en algunos productos de papel como papel periódico y cartón).
- Lignocelulosa, una combinación de lignina y celulosa.
- Proteínas, que están compuestas de cadenas de aminoácidos.

Tabla 2.1 Composición de los RSU del Distrito Federal (JICA, 1999; Garcés, 2010; Orta *et al.*, 2010).

Material	Composición		
	JICA	Garcés	Orta <i>et al.</i>
Cartón	4.03	8.59	5.68
Madera	0.45	1.27	1.8
Material de construcción	2.59	2.44	2.25
Metales	1.58	4.29	2.49
Papel	5.89	9.37	7.75
Plástico	11.74	8.55	12.35
Orgánicos	49.5	40.88	45.16
Textiles	3.64	4.07	4.15
Residuos de manejo especial	1.42	-	2.07
Residuos sanitarios	10.77	7.55	7.4
Residuos peligrosos	0.19	0.09	0.1
Vidrio	2.63	7.23	2.86
Unicel	1.42	0.58	1.78
Residuos finos	0.8	1.71	1.03
Otros	3.35	3.38	3.13
Total	100	100	100

La biodegradabilidad es la característica biológica más importante de la FORSU. Casi todos los componentes orgánicos se pueden convertir biológicamente en gases y sólidos relativamente inertes, orgánicos e inorgánicos por la acción de agentes biológicos como microorganismos.

En la biodegradabilidad de los residuos orgánicos, es importante tener en cuenta el contenido de lignina, el cuál determina la fracción biodegradable de los residuos. La Tabla 2.2 presenta el contenido de lignina y la fracción biodegradable de algunos residuos.

Tabla 2.2. Contenido de lignina y fracción biodegradable de residuos sólidos (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Componente	Contenido de Lignina (%)	Fracción Biodegradable (%)
Residuos de alimentos	0.4	82
Papel periódico	21.9	22
Papel blanco	0.4	82
Cartón	12.9	47
Residuos de jardín	4.1	72

Los residuos con alto contenido de lignina como el papel periódico tienen una baja degradabilidad en comparación con los residuos de alimentos que tienen un bajo contenido de lignina.

Dentro de los procesos de bio-conversión de materia orgánica fácilmente biodegradable, aparece la digestión anaerobia como una opción tecnológica adecuada (Yehuda, 2000). La digestión anaerobia para el tratamiento de la FORSU ha demostrado tener buenos resultados al remover la totalidad del carbono fácilmente biodegradable (Castillo-Arellano, 2003).

3. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia (DA) es un proceso complejo en el que las bacterias anaerobias descomponen la materia orgánica en ausencia de oxígeno hasta formar biogás. La composición típica es de 70 % de metano, 25-30 % de dióxido de carbono y 0-5 % de sulfuro de hidrógeno y trazas de otros gases (Svensson *et al.*, 2005). La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. La composición del biogás puede variar ampliamente, pero el principal componente es el metano.

La DA con producción de metano es un proceso biológico realizado por bacterias específicas del cual se tiene antecedentes desde 1776 cuando Alessandro Volta descubrió la formación de un gas combustible sobre pantanos, lagos y aguas estancadas, y lo relacionó con la cantidad de materia orgánica depositada en el fondo (Flotats, 1997).

En la DA intervienen diversos grupos de microorganismos que actúan consecutivamente en las diferentes etapas y constituyen el proceso, esto implica que el sistema puede colapsar, si se presenta inhibición en alguna etapa. La primera etapa corresponde a la hidrólisis, en la cual los polímeros orgánicos complejos (proteínas, lípidos y carbohidratos), que representan el 100 % del material carbonoso como DQO, se reducen a moléculas solubles simples, por acción de las bacterias acidogénicas. Las proteínas, los lípidos y los carbohidratos son hidrolizados a aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y azúcares (Li *et al.*, 2011).

En la segunda etapa los compuestos reducidos se convierten en una mezcla de ácidos grasos volátiles de cadena corta y otros productos como el dióxido de carbono, hidrógeno y ácido

acético por las bacterias fermentadoras. Las bacterias acetogénicas convierten los ácidos grasos volátiles en acetatos, dióxido de carbono e hidrógeno, que son utilizados por los microorganismos metanogénicos (pertenecientes al reino de las *archaeas*) para la producción de metano.

El paso final de la digestión es la metanogénesis, donde una variedad de microorganismos metanogénicos consumen acetato (acetotróficas), dióxido de carbono e hidrógeno (hidrogenofílicas) para producir metano. Un diagrama general del proceso de DA se muestra en la Figura 3.1.

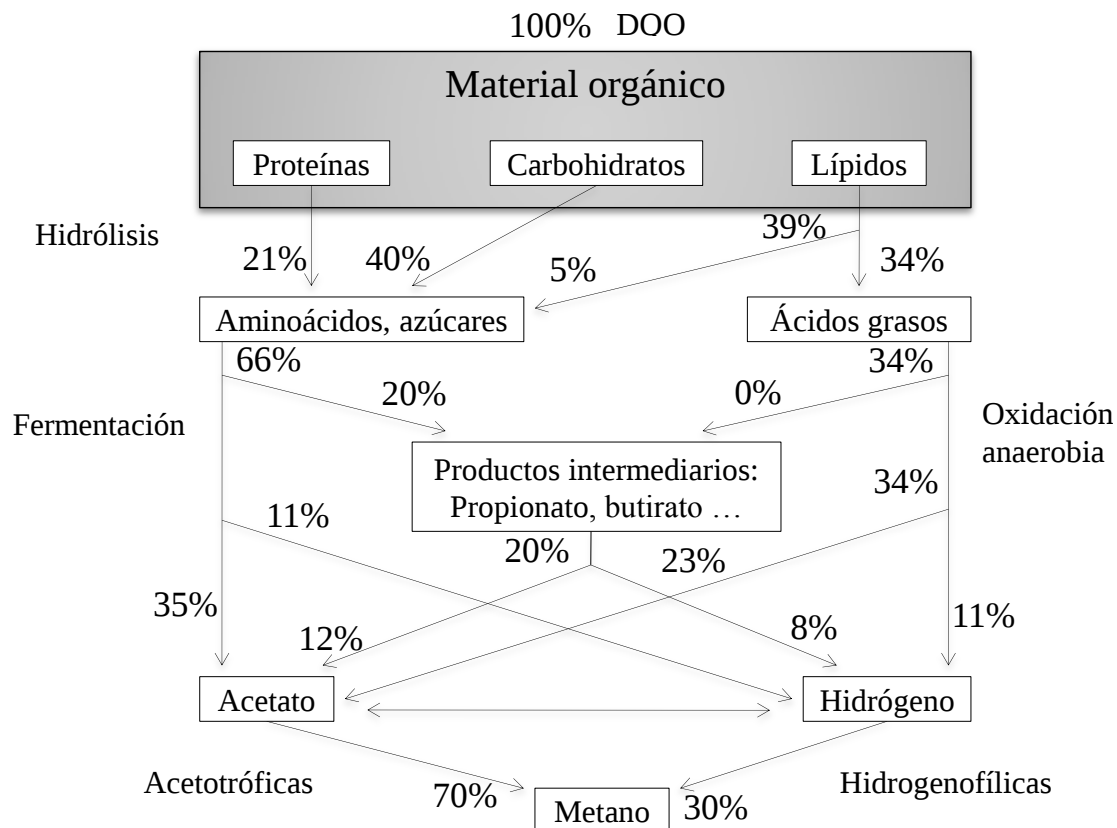


Figura 3.1. Proceso de digestión anaerobia (Adaptado de Gujer y Zehnder, 1983).

Los porcentajes indicados en el diagrama, Figura 3.1, corresponden a las cantidades de DQO que están presentes en los productos de cada etapa. El metano como producto final representa el 100 % de la DQO; el 70 % del metano final se produce por vía acetotrófica y el 30 % por vía hidrogenofílica.

3.1. Hidrólisis

La hidrólisis es el paso inicial para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos, ya que los microorganismos únicamente pueden utilizar materia orgánica soluble que pueda

atravesar su pared celular. La hidrólisis de moléculas complejas se lleva a cabo por la acción de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos (Mata-Alvarez, 2003).

La etapa hidrolítica es el paso limitante del proceso para sustratos complejos, como los lodos y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU). La hidrólisis depende de la temperatura del proceso, del tiempo de retención hidráulico, de la composición del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas), del tamaño de partículas, del pH, de la concentración de NH_4^+ y de la concentración de los productos de la hidrólisis (Van Haandel *et al.*, 2006).

En general, los sustratos se componen de los siguientes tipos básicos de macromoléculas (Fernández-Güelfo *et al.*, 2011):

-Proteínas.- Son polímeros orgánicos de elevado peso molecular compuestos por una cadena larga de aminoácidos, son fuente de carbono y energía. Las proteínas son hidrolizadas en péptidos y aminoácidos, en aproximadamente el 21 %, parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto es degradado a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en las siguientes etapas del proceso.

Para que las proteínas puedan entrar en la célula, la molécula debe ser hidrolizada por medio de enzimas proteolíticas que rompen los enlaces peptídicos de las proteínas y péptidos. Los microorganismos encargados de la degradación de proteínas a polipéptidos y aminoácidos son las bacterias proteolíticas. En este grupo se tienen los géneros, *clostridium*, *pectococcus*, *bacteroides*, *bacillus*, *micrococcus* y otras (Vavilin, 2008).

-Lípidos.- La degradación de los lípidos en condiciones anaerobias comienza con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol. De acuerdo con la Figura 3.1, el 39 % de la materia orgánica corresponde a lípidos, del cual el 5 % se transformará en aminoácidos y azúcares, y el restante en ácidos grasos de cadena larga.

La hidrólisis de lípidos depende del pH en el medio, a valores altos de pH la solubilidad aumenta y a valores bajos disminuye. Algunas bacterias encargadas de hidrolizar los lípidos son las bacterias del género de: *clostridium*, *micrococcus*, *staphylococcus*, *alcaligenes*, *bacillus* (Vavilin, 2008).

-Carbohidratos.- Son moléculas compuestas por carbono, hidrógeno y oxígeno. Dentro de la gran variedad que se tiene en ellos están los monosacáridos, disacáridos, oligosacáridos y polisacáridos. Un ejemplo de polisacáridos son los materiales lignocelulósicos como la

celulosa. La velocidad de degradación de los materiales lignocelulósicos, compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa, es lenta provocando que la etapa de hidrólisis sea limitante en sustratos con alto contenido de material lignocelulósico como la FORSU. La lignina es muy resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaerobios, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, la hemicelulosa y otros carbohidratos. La celulosa es biodegradable sólo por vía anaerobia, aproximadamente el 40 % de la celulosa se transforma en productos como celobiasa y glucosa, mientras que la hemicelulosa produce pentosas, hexosas y ácidos urónicos (Svensson *et al.*, 2005). Entre las bacterias que realizan la hidrólisis de carbohidratos se encuentran los géneros: *clostridium*, *acetovivrio*, *bacteroides*, *ruminococcus*, *eubacterium*, *streptococcus*, entre otros (Vavilin, 2008).

3.2. Acidogénesis

Esta etapa se efectúa por la acción de microorganismos acidogénicos, quienes toman los productos obtenidos en la etapa de hidrólisis para realizar su metabolismo; los productos de esta etapa son una gama de ácidos orgánicos volátiles de diferentes números de carbono, como son: el fórmico, valérico, acético, propiónico y butírico (Argüelles-Castillo, 2005).

Los monosacáridos y aminoácidos generados en la etapa de hidrólisis, son utilizados por las bacterias acidogénicas para obtener energía por medio del proceso de fermentación, obteniendo principalmente ácido acético. El grado de fermentación es dependiente del tipo y cantidad de bacterias que se encuentran en el medio.

La degradación de glucosa para formar ácidos orgánicos tiene como principal intermediario el piruvato. La fermentación de azúcares se realiza por diversos tipos de microorganismos. En función de cada organismo, la ruta metabólica y los productos finales son diferentes. Los principales microorganismos asociados a la degradación de la glucosa son el género *Clostridium* y convierten la glucosa en ácido butírico, ácido acético, dióxido de carbono y H₂. Los principales productos de la fermentación de aminoácidos y de otras moléculas hidrogenadas son ácidos grasos de cadena corta, succinato e H₂ (Bagi *et al.*, 2007).

3.3. Acetogénesis

Algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos, como el H₂, el CO₂ y el acetato. Los ácidos grasos volátiles diferentes al acetato deben ser transformados por acción de las bacterias acetogénicas en acetato e H₂. Algunas bacterias acetogénicas son: *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophomonas wolini* (Svensson *et al.*, 2005).

La presión parcial del H_2 tiene un papel importante en las reacciones acetogénicas, ya que estas sólo son termodinámicamente favorables a presiones parciales bajas de H_2 , aproximadamente 10^{-4} a 10^{-5} atm. El H_2 es el principal inhibidor en la etapa acetogénica (Reith *et al.*, 2003). Las cantidades de H_2 pueden disminuir gracias al metabolismo de las bacterias homoacetogénicas que consumen H_2 y CO_2 para producir acetato (Henze *et al.*, 2008).

3.4. Metanogénesis

En esta etapa se consume el ácido acético y algunos alcoholes producidos durante fermentación de azúcares, obteniendo como compuestos finales del proceso metabólico, metano y dióxido de carbono.

Existen tres vías principales para la formación de metano, en función del sustrato principal que se metaboliza: metanogénicas acetoclásticas que utilizan el acetato para producir metano y dióxido de carbono, estos microorganismos tienen tasas de crecimiento lentas, con tiempos de duplicación de 24 horas, y son afectadas por la presencia de H_2 ; metanogénicas hidrogenofílicas que utilizan el hidrógeno y dióxido de carbono para formar metano, estas bacterias son mucho más rápidas que las acetoclásticas, con tiempos de duplicación de 4 a 6 horas (Mata-Alvarez, 2003) y las metanogénicas metilotróficas que utilizan compuestos de un carbono como el metanol para formar metano. En la Tabla 3.1 se muestran las principales vías de formación de metano.

Tabla 3.1. Principales reacciones en la formación de metano (Conrad *et al.*, 2010)

Metanogénica	Sustrato	Reacción
Acetoclásticas	Acetato	$CH_3COO^- + H^+ \rightarrow CH_4 + CO_2$
Hidrogenofílicas	Hidrógeno y dióxido de carbono	$4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$
Metilotróficas	Metanol	$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + H_2O$

Las metanogénicas pueden consumir el H_2 generado en las etapas anteriores consiguiendo mantenerlo en un nivel bajo para el desarrollo de las acidogénicas. Cualquier factor que impida el desarrollo adecuado de los microorganismos metanogénicos, provocará una acumulación de los productos de la acidogénesis, es decir ácidos grasos volátiles, bajando el pH, condiciones que inhiben el desarrollo de los microorganismos metanogénicos (Bagi *et al.*, 2007).

3.5. Factores que afectan a la degradación anaerobia

Las variables del proceso, tales como pH, temperatura, tiempo de residencia hidráulico, concentración y tipo de sustrato, presencia de inhibidores o toxinas, pueden determinar el hábitat adecuado para un tipo u otro de microorganismos.

3.5.1. Temperatura

La digestión anaerobia puede trabajar en un rango muy amplio de temperaturas, desde temperaturas psicrófilas alrededor de los 10 °C y otras temperaturas termófilas extremas de hasta 70 °C (Mata-Alvarez, 2003).

El régimen mesofílico se encuentra entre 25 °C y 45 °C, este rango es el más utilizado, sin embargo para la degradación de la FORSU se ha encontrado que el rango termofílico es el óptimo (Verma, 2002), como se puede ver en la Figura 3.2. No obstante, el régimen termofílico suele ser más inestable a cualquier cambio de condiciones de operación y presenta mayores problemas de inhibición por la mayor toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga.

La temperatura muchas veces influye en las reacciones anaerobias, en particular, la metanogénesis está fuertemente influenciada por este parámetro, además la degradación incrementa conforme la temperatura lo hace (Reith *et al.*, 2003).

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados, que a su vez dependen de la temperatura. A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión dando lugar a una mayor producción de biogás. La solubilidad de la materia orgánica incrementa y es más accesible para los microorganismos, aumentando la velocidad del proceso. La viscosidad de sólidos y semisólidos disminuye al aumentar la temperatura, lo que implica menores necesidades de agitación (Mata-Alvarez, 2003).

3.5.2. pH

El pH es una variable que puede ser indicador de la estabilidad del sistema de digestión, su variación depende de la capacidad amortiguadora del medio. Este parámetro da información acerca de la estabilidad del sistema con cierto tiempo de retraso, cuando las variaciones en el pH son medidas, la inestabilidad pudo presentarse mucho antes. (Mata-Alvarez, 2003).

Cada tipo de microorganismo que participa en las diferentes etapas de la digestión anaerobia, tiene un intervalo óptimo de pH para su desarrollo; para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH debe oscilar entre 6 y 8. El valor del pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás sino también su composición. Cuando el pH sube de 9 o es inferior a 4.5, las moléculas no disociadas de ácidos o bases débiles pueden entrar en la célula más fácilmente que el hidrógeno y los iones de hidróxido, y así causar inhibición (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

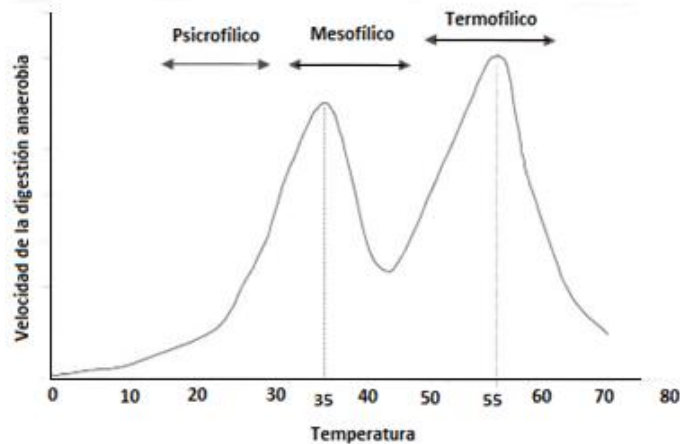


Figura 3.2. Intervalos de temperatura óptima para la digestión anaerobia (Adaptado de Mata-Alvarez, 2003).

3.5.3. Nutrientes

Existen varias sustancias que son necesarias para el metabolismo de los microorganismos, de manera general se dividen en nutrientes y micronutrientes. Los nutrientes son: carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, azufre y fósforo, en el caso de los micronutrientes (Fe, Ni, Mg, Ca, Na, Ba, Tu, Mo, Se y Co) se requieren en concentraciones muy pequeñas, de lo contrario si su presencia es alta puede tener efectos inhibitorios (Mata-Alvarez, 2003).

Teniendo en cuenta el bajo rendimiento de la producción de biomasa de un proceso anaerobio, los nutrientes contenidos en los residuos sólidos orgánicos son suficientes para la digestión.

3.5.4. Relación carbono-nitrógeno

Diferentes autores, recomiendan una relación C/N para el crecimiento de bacterias anaerobias de 20/1 a 30/1 con una relación óptima de 25/1. Una relación inadecuada de C/N puede resultar en un alto contenido de nitrógeno amoniacal total emitido y/o la acumulación de ácidos grasos volátiles (Li Yebo *et al.*, 2011).

3.5.5. Inhibidores

El proceso de digestión anaerobia puede ser inhibido por la presencia de diversos compuestos tóxicos en el sistema. Estas sustancias pueden ser subproductos de la actividad metabólica de los microorganismos implicados en el proceso o pueden formar parte del influente. Entre los posibles inhibidores se tienen: el pH, compuestos orgánicos como ácidos grasos de cadena larga y alcoholes, algunos cationes metálicos livianos y metales pesados que se encuentren en

el medio en elevadas concentraciones, como Cu, Ca, Na, Mg, Ni y la presencia de desinfectantes y antibióticos (Argüelles-Castillo, 2005).

La inhibición se debe generalmente a una reducción en la actividad metabólica, principalmente en los microorganismos metanogénicos, por la presencia de diversas sustancias a determinadas concentraciones y a ciertas condiciones tales como el pH y la temperatura (Mata-Alvarez, 2003).

La inhibición por ácidos grasos volátiles es la causa más frecuente del fracaso de los sistemas de digestión anaerobia. Los principales ácidos que causan inhibición son el propiónico y butírico, por lo que es importante su control (Reith *et al.*, 2003).

El nitrógeno orgánico también puede ser un compuesto inhibidor, ya que su hidrólisis produce nitrógeno amoniacal. Cuando el nitrógeno amoniacal se encuentra en concentraciones por encima de las adecuadas para el crecimiento microbiano, se convierte en un inhibidor de la metanogénesis. El amoniaco presenta el mayor efecto inhibidor, y su concentración aumenta a pH alcalinos (Reith *et al.*, 2003). Las diferentes variables que afectan la concentración de amoniaco son: pH, temperatura, concentración de sustrato, relación C/N y la capacidad amortiguadora del medio.

El sulfuro de hidrógeno es otro inhibidor de la metanogénesis, la forma tóxica es la no ionizada, y el nivel de toxicidad depende de variables como el pH, la alcalinidad y temperatura, las bajas temperaturas y bajos valores de pH favorecen su formación. Aclimatar a los microorganismos metanogénicos al sulfuro de hidrógeno (es importante), si no se aclimatan a una concentración de 50 mg/L es tóxica (Mata-Alvarez, 2003).

3.6. Digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

La digestión anaerobia de la FORSU ha recibido una mayor atención desde principios de 1990, Hessami *et al.*, (1996) diseñó un reactor de bajo costo para la FORSU basada en los tradicionales reactores rurales tipo chino e indio, mientras que Iglesias-Rodriguez *et al.*, (1997) estudiaron la digestión anaerobia de FORSU a escala piloto, alcanzando una concentración máxima de 66 % de metano en el biogás producido. Schmit y Ellis (2001) hicieron una comparación con diferentes temperaturas, Vandevivere *et al.*, (2002) compararon los tipos más comunes de los digestores anaeróbicos e hicieron una primera distinción entre un sistema con una etapa, dos etapas y los sistemas de procesos por lotes. Foster-Carneiro *et al.*, (2007) estudiaron la digestión anaerobia termofílica en seco de la FORSU enfocándose en las diferentes fuentes de inóculo. Fernández (2008) estudió la influencia del contenido de Sólidos Totales (ST) durante el tratamiento anaerobio mesofílico.

A nivel industrial se han desarrollado diferentes procesos basados tanto en fermentación húmeda (5-15 % de ST) como en fermentación seca (20-40 % de ST). Los procesos pueden

tener una configuración en una o varias etapas (Karagiannidis y Perkoulidis, 2009). Algunos de los procesos a escala comercial son: Waasa, Valorga, Dranco, Kompogas, BTA, VAGRON y HAASE. Los diferentes procesos pueden ser clasificados de acuerdo con (De Baere, 2006):

- Temperatura de operación: mesofílica o termofílica.
- Contenido de sólidos en el reactor: húmedo o seco.
- La alimentación: procesos tipo flujo discontinuo y flujo continuo
- La geometría de la unidad principal del tratamiento: unidades verticales u horizontales.
- Configuración del proceso: una sola etapa, dos etapas y multi-etapas.

La configuración de los sistemas de digestión anaerobia de residuos orgánicos puede constar de uno o varios digestores que operan en serie. En el primer digestor se llevan a cabo las etapas de hidrólisis y acidificación, mientras que en el segundo tiene lugar la etapa de metanogénesis. Con esta configuración las condiciones de operación de ambos digestores se optimizan para cada etapa (De Baere, 2006).

Los reactores continuos operan en régimen estacionario, lo que significa que la corriente de entrada entra de forma continua al sistema sin interrupción, a la vez que las corrientes de salida (efluente y biogás) son retirados de igual modo. Los reactores discontinuos, sin embargo, operan en régimen no estacionario. En este caso, se carga inicialmente el residuo sólido e inóculo, se cierra el reactor, se lleva a las condiciones óptimas de trabajo, se espera un cierto tiempo mientras se produce la degradación y se descarga una vez que ha finalizado la generación de biogás (Vandevivere *et al.*, 2002).

3.6.1. Waasa

El proceso Waasa es de origen Aleman e inició operación en 1985, opera bajo condiciones húmedas, en una etapa y la temperatura de operación puede ser mesofílica o termofílica. Su diseño es un digestor vertical que está separado en el interior para una digestión previa de los influentes, se utiliza para digerir desechos con un contenido del 10-15 % de ST. Ambas temperaturas de operación, mesofílica y termofílica, pueden ser utilizadas para una producción de biogás que oscila entre 100 y 150 m³/ton de material de entrada, la cual se logra logra en dos reactores en paralelo. El tiempo de retención hidráulica (TRH) va de 10 a 20 días (Williams *et al.*, 2003).

El proceso ha sido probado con diferentes tipos de residuos; residuos sólidos urbanos (RSU) de diversas fuentes de generación, lodos de depuradora, residuos de los mataderos, desechos de pescado y estiércol animal (Ahrling, 2003).

Una de las características de este proceso es su reactor principal, el cual está dividido en varias zonas con una configuración sencilla. La primera zona se compone de una cámara en el

interior del reactor principal. La mezcla en el reactor es de agitación neumática, donde el biogás producido se bombea a través de tuberías en la base del reactor. Una pequeña parte del residuo digerido se mezcla con los residuos recién alimentados para acelerar el proceso de inoculación.

3.6.2. Valorga

Fue desarrollado en Francia en 1981 y es un proceso mesofílico con fermentación seca (25-32 % de ST) y un TRH de 18 a 25 días. La producción de biogás varía entre 80 y 160 m³/ton (de material de entrada). Este proceso fue diseñado inicialmente para tratar la FORSU y posteriormente fue adaptado para el tratamiento de los RSU mezclados (Verma, 2002).

El proceso se lleva a cabo de la siguiente manera: después de un tratamiento del influente, los residuos se mezclan con agua de proceso recirculada (Ahring, 2003), el proceso general se muestra en la Figura 3.3. El tratamiento de separación de los residuos se efectúa considerando equipos de selección granulométrica, magnética y/o densimétrica, con lo que se logra separar los residuos orgánicos de los inorgánicos. La separación permite el reciclaje de materiales sujetos a la valorización y la obtención de una fracción rica en materia orgánica. Los residuos orgánicos separados son posteriormente mezclados con agua de proceso obtenida a partir de la filtración o centrifugación del efluente proveniente del digestor. La fracción orgánica ya mezclada es bombeada al digestor con el objetivo de cubrir la superficie completa del mismo. El material en el interior del digestor es mezclado por medio de la inyección de biogás, logrando una homogeneización vertical y cierto grado de mezcla en la dirección de avance, por lo que se dice que el digestor es una combinación entre el reactor de flujo pistón y el completamente mezclado (Fernández, 2008).

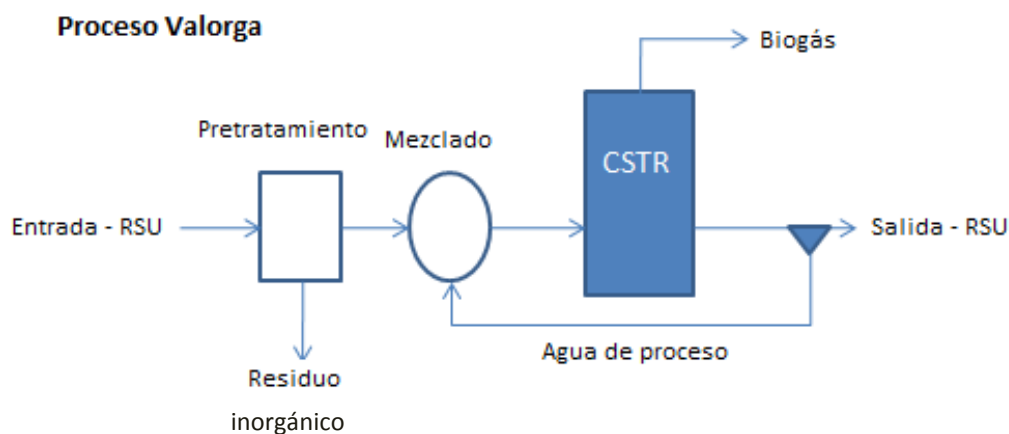


Figura 3.3. Diagrama principal del proceso Valorga (Adaptado de Scheper, 2003).

3.6.3. Dranco

El proceso Dranco (Dry Anaerobic Composting), creado por la empresa Belga Organic Waste Systems (OWS) en 1988, es un proceso termofílico con alto contenido de sólidos (de 15-40 % de ST), de una sola etapa. El TRH en el digestor vertical es generalmente de 20 días, la producción de biogás va entre 100 y 200 m³/ton (Verma, 2002). Opera a temperaturas termofílicas de entre 50 a 55 °C. Este proceso requiere de un alto contenido de ST en el reactor con el fin de tener un rendimiento óptimo.

El proceso comienza con el pre-tratamiento de los residuos orgánicos con el fin de reducir el tamaño de partícula (a un tamaño menor a 40 mm) y remover materiales no biodegradables como plásticos o materiales ferrosos (De Baere, 2006), ver Figura 3.4. La corriente remanente es mezclada con material digerido. El flujo en el digestor es por gravedad; los residuos son introducidos en el domo del digestor mediante una bomba de concreto (Wheeler y Rome, 2002) y removidos en el fondo sin ningún mezclado.

El paso final del proceso consiste en una separación en la que arenas, fibras e inertes son recuperados. El sólido digerido es deshidratado por una prensa de tornillo a un valor cercano al 50 % de los sólidos totales iniciales y procesado de forma aerobia por dos semanas para estabilizar e higienizar el material (Verma, 2002).

Proceso Dranco

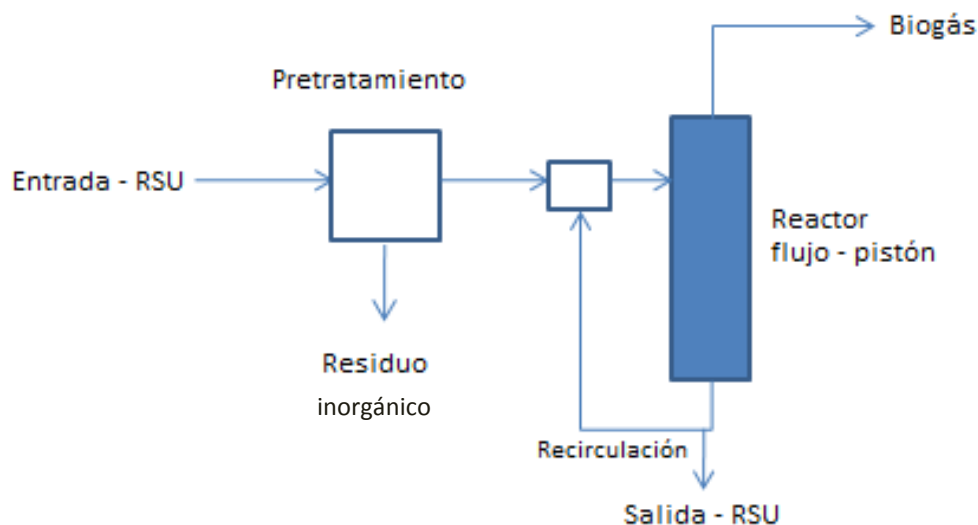


Figura 3.4. Diagrama principal del proceso Dranco (Adaptado de Scheper, 2003).

3.6.4. Kompogas

El proceso de Kompogas es un proceso con fermentación seca, fue desarrollado en Suiza y opera dentro del rango termofílico. Este proceso tiene un alto contenido de ST (digestión seca) sin recirculación de gases, el TRH es de 15 a 20 días, y su tasa de producción de biogás promedio es de 100 m³/ton de material de entrada. Opera bajo condiciones termofílicas a 55 °C (Ahring, 2003).

El reactor es un cilindro horizontal tipo flujo pistón, está equipado con un agitador hidráulico, lo que garantiza que los residuos que tienden a flotar se mantengan el tiempo suficiente en el reactor para que puedan ser digeridos. Una parte del material orgánico se recircula como inóculo (Wellinger *et al.*, 1993).

La mayoría de las plantas de este tipo obtienen el sustrato de residuos sólidos orgánicos separados desde la fuente. Los residuos son previamente tratados de forma mecánica, se trituran y seleccionan para remover material ferroso (Wellinger *et al.*, 1993). Posteriormente, la materia orgánica pasa a una etapa de almacenamiento intermedio con el fin de asegurar un flujo constante al alimentador, en el cual se produce una mezcla homogénea para ser bombeada a un intercambiador de calor, y posteriormente al digestor (Karena, 2004), la Figura 3.5 representa el proceso.



Figura 3.5. Proceso KOMPOGAS (Adaptado de KOMPOGAS, 2010).

3.6.5. BTA

Este proceso fue desarrollado en Alemania para la digestión de la FORSU, actualmente más de 40 plantas alrededor del mundo operan con este proceso (Blischke, 2004). Es un sistema de varias etapas, de bajo contenido en sólidos (10 % de ST). Inicialmente los residuos son sometidos a tratamientos por medios mecánicos, térmicos y químicos; el proceso separa los sólidos biológicos disueltos y los no disueltos. Los sólidos no disueltos se someten a una hidrólisis anaerobia y los disueltos se envían directamente a metanización. La capacidad de producción de biogás varía de 2 000 y 150 000 ton/año (Rahn y Gandolfi, 2007). Después de la hidrólisis, los sólidos no solubles, se deshidratan y se utilizan como material de composta (Blischke, 2004).

Los residuos que se tratan en las plantas de BTA son principalmente residuos orgánicos domiciliarios, de mercados y restaurantes, así como residuos orgánicos de la agricultura y la ganadería. A diferencia de otros procesos, el BTA cuenta con un sistema de pretratamiento hidro-mecánico con el que se logra la remoción de impurezas, así como una separación completa de los componentes orgánicos digeribles mediante una suspensión (Fernández, 2008).

El proceso comienza cuando los residuos orgánicos son transportados al hidro-*pulper* mediante una prensa de tornillo, que se encarga de transportar y reducir el tamaño de partículas de grandes. Ya en el hidro-*pulper*, los residuos son puestos en contacto con agua y mezclados de forma intensa con el fin de generar varias fracciones (Scheper, 2003), tomando ventaja de las fuerzas de flotabilidad y sedimentación. Los materiales pesados sedimentan y son removidos mediante una trampa en el fondo del equipo y los ligeros flotan y son removidos mediante un rastrillo en el domo del mismo (Blischke, 2004). En total se forman tres fracciones; la primera compuesta por materiales ligeros como plásticos, telas, etc., la segunda es la suspensión que contiene los residuos orgánicos disueltos, y la tercera es aquella compuesta por materiales pesados como piedras, huesos, etc. La Figura 3.6 representa el proceso BTA.

La suspensión orgánica proveniente del hidro-*pulper* aún contiene arena e impurezas finas, las cuales son removidas mediante el sistema removedor de arenas BTA, con esto se evita el desgaste, colmatación, sedimentación y obstrucción en el reactor. La corriente de salida del removedor de arenas es una suspensión con una concentración en sólidos totales (ST) cercana al 10 % (Wheeler y Rome, 2002) que es enviada a un tanque de almacenamiento. La suspensión se retiene temporalmente, logrando de esta forma que la etapa de procesamiento se desvincule de la digestión, manteniendo un flujo constante de residuos al proceso de digestión (Scheper, 2003).

En la etapa de digestión, la suspensión proveniente del tanque de almacenamiento es conducida a un biodigestor de mezcla completa que opera en el rango mesofílico, a temperaturas entre 35–38 °C, con un tiempo de retención de 14 a 16 días. En la digestión por separación de fases, la acidificación ocurre dentro del tanque de almacenamiento con un tiempo de retención de 2 a 4 días (Fernández, 2008). El efluente del tanque es desaguado y la fracción líquida es alimentada a un reactor de biopelícula, mientras que la fracción espesa del material no disuelto es mezclada con agua de proceso y alimentada a un reactor continuo tipo tanque agitado (CSTR), donde la hidrólisis y acidogénesis son realizadas. El efluente del CSTR es desaguado de nueva cuenta y la fracción líquida es enviada al reactor de biopelícula donde la metanización ocurre a condiciones mesofílicas con un tiempo de retención de 3 días (Scheper, 2003).

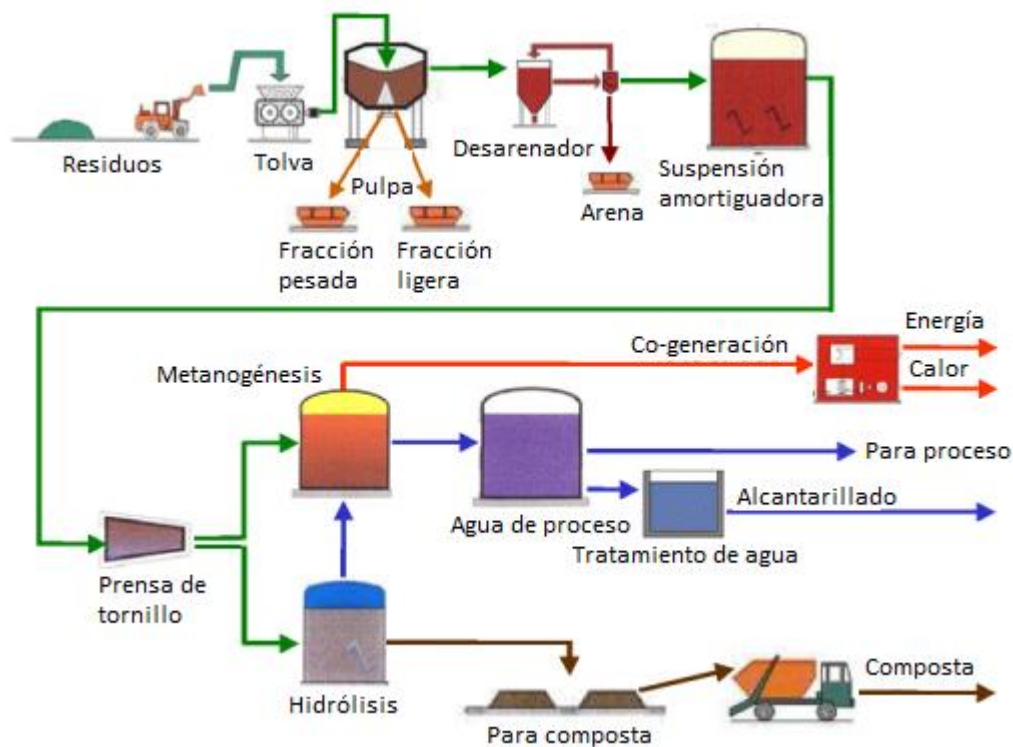


Figura 3.6. Figura 3.6. Proceso BTA (Adaptado de Verma, 2002).

3.6.6. HAASE

La primera planta de biometanización del proceso HAASE se construyó en Groeden (Alemania) en 1995 para la codigestión de diferentes residuos orgánicos. La fracción orgánica se transforma en biogás en dos digestores de 600 m³ cada uno, ambos operan a temperatura mesofílica. El proceso incluye un tratamiento mecánico previo para la separación de metales, papel y plásticos (Blischke, 2004). Las plantas HAASE procesan residuos domésticos y residuos de comercios entre otros.

Mediante una fermentación húmeda, la materia orgánica de los residuos se transforma en un sustrato adecuado para la eliminación directa de los vertederos.

Al inicio del proceso, los residuos son triturados y luego pasan a través de una serie de etapas mecánicas que eliminan los elementos reciclables de la corriente de residuos mezclados. Posterior a la separación de interferencias, la materia orgánica es convertida en una pasta y alimentada al reactor; la digestión se efectúa en condiciones húmedas. Al final del proceso de fermentación, el residuo húmedo es tratado por la aireación en tanques cerrados. Finalmente, el residuo de la fermentación se decanta y se seca, produciéndose un sustrato para compostaje (SIEMENS, 2011).

4. PRETRATAMIENTOS

De forma general, antes de alimentar los residuos al reactor de digestión, estos son sometidos a diversos tratamientos para separar y triturar la FORSU a un tamaño adecuado para su metanización (Mata-Alvarez, 2003).

Cuando el sustrato es particulado, como en el caso de la FORSU, tanto la accesibilidad de los microorganismos a la materia sólida, como la hidrólisis de los componentes poliméricos complejos constituyen la etapa limitante del proceso global (Mata-Alvarez, 2003). La transformación de las partículas de celulosa a productos solubles determina la velocidad del proceso de digestión. La velocidad de hidrólisis de polímeros como la celulosa o las grasas, resulta ser menor que la velocidad de catabolismo de los productos resultantes de la hidrólisis (Fernández-Güelfo *et al*, 2011). Por lo tanto se plantea a la etapa hidrolítica como la limitante en el proceso de digestión.

Los tratamientos en la FORSU se requieren para modificar el tamaño de la estructura de ciertos compuestos, así como su composición química y la estructura microscópica; de esta forma la hidrólisis de los carbohidratos a azúcares monoméricos se puede lograr con mayor rapidez y con mayor rendimiento. En la Figura 4.1 se muestra la hidrólisis del material lignocelulósico por medio de tratamientos mecánicos y químicos.

Los residuos con alto contenido de lignina como la FORSU, tienen una baja degradabilidad. La biomasa lignocelulósica (complejo conformado de tres diferentes polímeros: celulosa, hemicelulosa y lignina) de diferentes fuentes puede tener composiciones y características muy

variables. La distribución de los principales componentes de la biomasa juega un papel importante en las propiedades físicas y químicas (Cuervo, 2009).

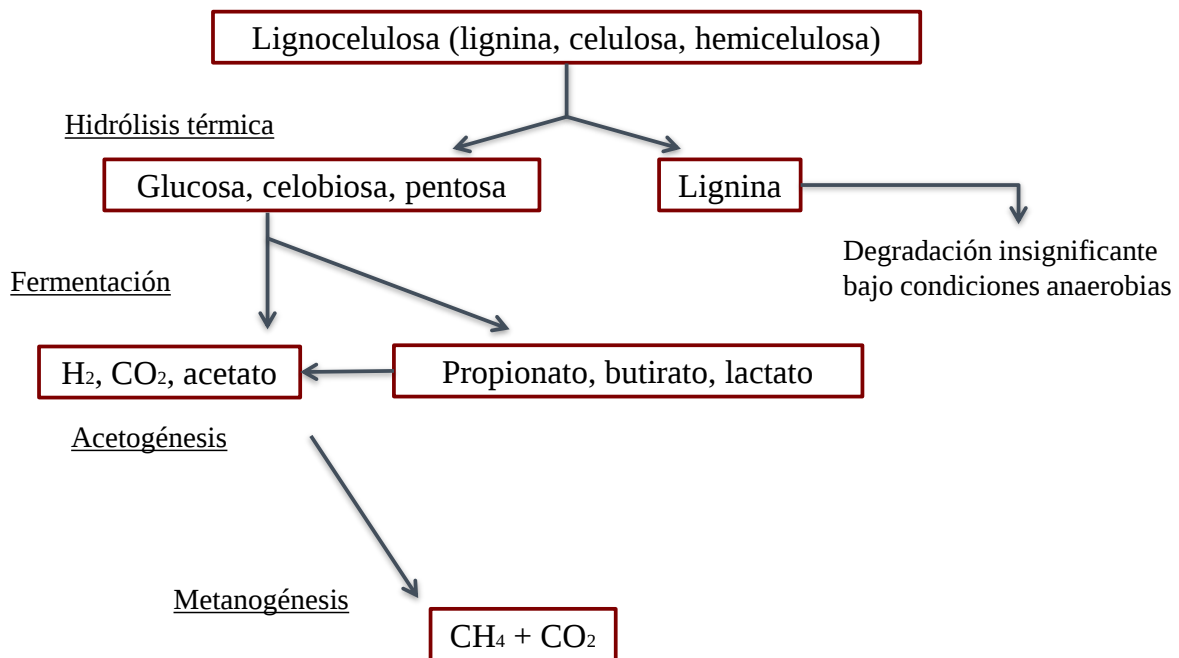


Figura 4.1. Degradación anaeróbica de la lignocelulosa y celulosa para la formación de metano (Adaptado de Mata-Alvarez et al., 2011).

Mediante los diferentes procesos de tratamiento se logra la modificación de la estructura de los materiales complejos (generalmente lignocelulósicos), disminuyendo el grado de polimerización por medio de la ruptura de los enlaces a componentes solubles; de esta forma se incrementa el área superficial de las partículas que constituyen al residuo (Fernández, 2008).

Los tratamientos pueden ser: biológicos, químicos y físicos. Cualquiera que sea el tratamiento, el objetivo es incrementar la velocidad del proceso anaeróbico, producir una mayor cantidad de biogás y reducir la cantidad de lodo anaeróbico y del tiempo de digestión (Mata-Alvarez, 2003).

4.1. Tratamiento biológico

Para realizar el tratamiento biológico se puede utilizar enzimas, hongos o combinación de ambos. En general es utilizado después de otro tratamiento mecánico, ya que es necesaria una etapa previa para garantizar el ataque enzimático. Las variables de operación para este tratamiento son el tipo de inóculo de enzima, el porcentaje de inoculación, la temperatura y el tiempo de contacto entre los residuos y las enzimas (Nowak *et al.*, 1999).

Han sido observados resultados positivos en la solubilización de lodos primarios municipales cuando se le agregan enzimas hidrolíticas. Se observó que con la adición de una mezcla de enzimas comerciales, como la lipasa, en una relación del 1 al 10 % en peso con respecto al contenido total de sólidos, a una temperatura de incubación de 39 °C se logró un incremento considerable en la DQO soluble de hasta del 61 %, especialmente con altas concentraciones de enzimas (Mata-Alvarez, 2003).

Recientemente se ha realizado un proceso combinado, de tipo aerobio hiper-termofílico (AhT) a 65 °C, tiempo de retención hidráulico de 1 día, con un proceso de digestión mesofílica de TRH de 21 a 42 días, mostrando un incremento de la biodegradabilidad de lodos de entre 20 y 40 % (Dumas *et al.*, 2010).

4.2. Tratamiento químico

Hay dos métodos principales para el tratamiento químico: oxidación y tratamiento alcalino.

Dentro del tratamiento con oxidación, el tratamiento químico más utilizado es la ozonización. La ozonización ayuda a solubilizar la materia orgánica y aumenta conforme se va incrementando la dosis de ozono. Una dosis muy alta de ozono reducirá la solubilización aparente de la materia orgánica debido a la oxidación de los componentes ya solubilizados. Weemaes *et al.*, (2000) realizaron un tratamiento con 0.1 g de O₃ por 1 gr de DQO, en un reactor de flujo discontinuo durante 30 días a 33 °C, obteniendo un incremento en la producción de metano de 110 a 220 mL/g de DQO (+100).

El tratamiento alcalino es efectivo para solubilizar los componentes del influente, con el siguiente orden de eficacia para los reactivos: NaOH > KOH > Mg(OH)₂ > Ca(OH)₂. La solubilidad y la degradación anaerobia aumenta conforme se incrementan los valores de los reactivos, hasta un límite (Carrére H. *et al.*, 2010).

El tratamiento alcalino rompe los enlaces éster entre la lignina y los carbohidratos y degrada la lignina. Incrementa la porosidad y el área superficial de la biomasa; además, disminuye el grado de polimerización y cristalización de la misma, permitiendo que los carbohidratos estén más accesibles a un ataque químico o enzimático. Este proceso es llamado deslignificación, es más efectivo en residuos agrícolas y cultivos herbáceos que en materiales leñosos los cuales contienen menos lignina (Palmqvist y Hahn-Hägerdal, 2000). La aplicación de NaOH produce una ruptura de la lignina, de esta forma se incrementa el área superficial de la celulosa, además de producirse una disminución en su cristalinidad (Zhao *et al.*, 2008).

El tratamiento ácido a altas temperaturas resulta eficaz para mejorar la hidrólisis enzimática del material lignocelulósico, donde la hemicelulosa se hidroliza en azúcares solubles en agua, mientras que la celulosa y lignina quedan en los residuos; y esta última se puede extraer con

solventes orgánicos. Se ha reportado el uso de ácidos como el nítrico, el sulfúrico y el clorhídrico como reactivos de tratamiento ácido, siendo el más aplicado el ácido sulfúrico (Cuervo, 2009).

La recuperación del ácido, que es necesaria en un tratamiento concentrado resulta en un proceso demandante de energía, ya que genera altos costos. Así, el tratamiento ácido en general presenta altos costos con respecto a otros tratamientos (Cuervo, 2009).

Los tratamientos ácidos y alcalinos propician la generación de subproductos que inhiben ciertos procesos biológicos como la fermentación alcohólica y la metanogénesis. Inhibidores típicos en los hidrolizados son: el furfural y el hidroximetil-furfural, además de ácidos grasos como el fórmico, acético y levulínico y compuestos fenólicos en altas concentraciones (Palmqvist y Hahn-Hägerdal, 2000).

4.3. Tratamiento físico

En los tratamientos físicos se encuentran los tratamientos mecánicos, con ultrasonido y térmicos.

4.3.1. Tratamiento mecánico

El rendimiento de los digestores que operan con residuos sólidos depende del tamaño de las partículas del influente. La reducción del tamaño de partículas es una opción para incrementar el área superficial y así aumentar su degradación y acelerar el proceso de digestión anaerobia. La desintegración mecánica de las células es un proceso bien conocido usado en muchas aplicaciones biotecnológicas para la obtención de productos intracelulares, como las proteínas o enzimas (Mata-Alvarez, 2003).

La reducción de tamaño incrementa la accesibilidad de los microorganismos a las partículas del residuo, debido a la ruptura de grandes estructuras en cadenas más cortas, de ahí que por esta vía se pueda esperar una mejora de la velocidad y del rendimiento de la hidrólisis. Hwang *et al.*, (1997) registraron un incremento de la solubilidad del residuo (medida en base a la DQO) que resultó en una mejora sustancial en la eficiencia del proceso en las etapas posteriores de digestión.

Existen varios procesos de reducción de tamaño, que van desde la trituración o molienda a la desintegración de la pared celular de los materiales. De estos, el más aplicable a la FORSU es la molienda, que se puede llevar a cabo de diferentes formas, principalmente: molienda de bolas, molienda de dos rodillos, molienda de martillo, molienda coloidal y molienda por energía de vibración (Taherzadeh y Karimi, 2008).

El incremento en el área superficial específica del material, y la reducción del grado de polimerización, que se logran con la molienda, son factores que incrementan la tasa de hidrólisis de los materiales lignocelulósicos en un intervalo que va del 5 al 25 %, dependiendo del tipo de residuo tratado, del tipo de molienda y del tiempo de molienda (Hendriks y Zeeman, 2009).

4.3.2. Tratamiento con ultrasonido

El tratamiento con ultrasonidos actúa mecánicamente para irrumpir la estructura celular. Existen dos mecanismos principales: la cavitación que es el utilizado con frecuencias bajas, y las reacciones químicas debido a la formación de radicales OH^* , HO_2^* , H^* con frecuencias altas (Carrère H. *et al.*, 2010).

Perez-Elvira *et al.*, (2009) realizaron un tratamiento con ultrasonido a 30 kWh en un reactor de flujo discontinuo obteniendo un incremento en la producción de biogás (+44 %) y en un reactor continuo bajo las mismas condiciones (+37 %) de incremento.

4.3.3. Tratamiento térmico

Durante los procesos térmicos realizados a los materiales lignocelulósicos, los componentes dentro de éstos se descomponen a un ritmo diferente y por lo tanto, dentro de rangos de temperatura diferentes. El tratamiento térmico convierte a la celulosa, hemicelulosa y lignina en glucosa, celobiosa y pentosa, como se muestra en la Figura 4.1. La lignina tiene un papel vinculante entre la hemicelulosa y la celulosa en la célula. Por lo tanto la ausencia de lignina da lugar a una estructura de un material aglomerante que es fácil de hidrolizar (Cagnon *et al.*, 2009).

La Figura 4.2 muestra un esquema general para los tratamientos térmicos aplicados con el fin de aumentar la velocidad de degradación de la materia lignocelulósica para un proceso biológico anaerobio.

El objetivo es romper el sello de la lignina y romper la estructura cristalina de la celulosa, modificar la estructura del sustrato orgánico para aumentar la fracción de la materia orgánica en forma soluble. Esto facilitará su metabolización si se realizara un tratamiento biológico posterior. El tratamiento es conveniente para facilitar la estabilización, reducir el número de patógenos y puede ser realizado a un costo razonable, ya que el aumento en la producción de biogás puede contribuir con el gasto de energía de realizar el tratamiento (Mora, 2004).

Los beneficios de la solubilización del sustrato por un tratamiento térmico antes de la digestión anaerobia son dos: en primer lugar, el aumento de la cantidad de sustrato soluble liberada aumenta significativamente la generación de ácidos grasos volátiles para la

producción posterior de biogás y en segundo lugar el tratamiento reduce la viscosidad del sustrato, lo que permite una mayor concentración de sólidos para la entrada en un reactor anaerobio (Elliott y Mahmood, 2007).

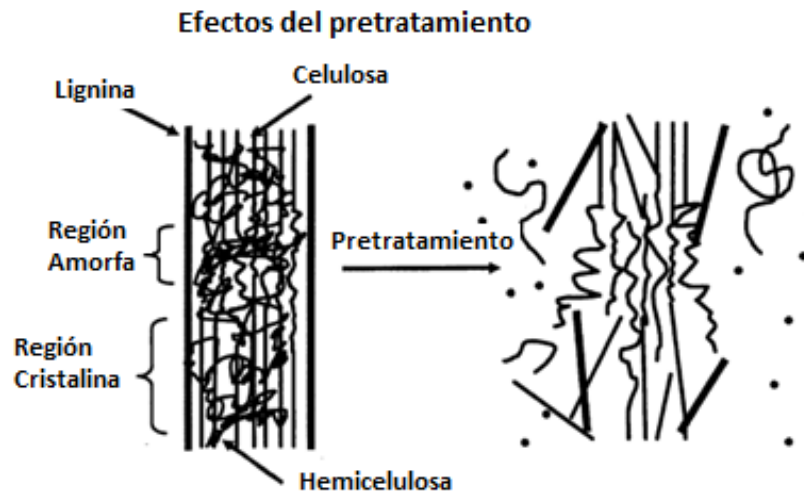


Figura 4.2. Esquema del tratamiento térmico para el material lignocelulósico (Adaptado de Mosier, 2005).

La mayoría de los estudios reportan una temperatura óptima en el rango de 160 a 180 °C y los tiempos de tratamiento de 30 a 60 minutos. La presión asociada a estas temperaturas puede variar de 600 a 2 500 kPa. Sin embargo, Dohanyos *et al.*, 2004, propone un tratamiento térmico muy rápido a 170 °C, que dura sólo 60 segundos. Por otro lado, los tratamientos térmicos a temperatura moderada (70 °C) pueden durar varios días (Ferrer *et al.*, 2008).

Si se considera su impacto respecto a la producción de biogás, los tratamientos térmicos se pueden dividir en dos tipos: tratamientos a temperaturas de 70 a 120 °C lo que lleva a un incremento en la producción de biogás del 20 – 30 % y tratamientos a temperaturas de 160 a 180 °C que lleva a un incremento en la producción de biogás del 40 – 100 % (Bougrier *et al.*, 2007).

Algo importante a señalar, es que los tratamientos a temperaturas excesivamente altas (superiores a 170 – 190 °C), conducen a un decremento en la biodegradabilidad de la materia prima en lugar de un aumento. Esto se atribuye a la formación de melanoidinas a partir de carbohidratos y a aminoácidos, los cuales son compuestos recalcitrantes al ataque microbiano posterior (Carrère *et al.*, 2010).

En la Tabla 4.1 se muestran los resultados de diferentes trabajos encontrados en literatura que utilizaron tratamiento térmico bajo diferentes condiciones. Kim *et al.*, (2003) realizaron una

comparación de un tratamiento térmico (121 °C), químico (7 g/L de NaOH), ultrasónico (42 kHz, 120 min) y una combinación del térmico con químico (121 °C y 7 g/L de NaOH) en un reactor de flujo discontinuo con digestión anaerobia. El incremento en la producción de metano se obtuvo en el siguiente orden: tratamiento térmico con una producción de metano de 3,390 L/m³, tratamiento combinado con una producción de metano de 3,367 L/m³, tratamiento ultrasónico con una producción de biogás de 3,007 L/m³ y finalmente el tratamiento químico con una producción de metano de 2,827 L/m³ de lodos activados, respectivamente. Lodos activados sin pretratamiento produjeron 2,507 L/m³ de biogás al ser digeridos de manera anaerobia.

Barjenbruch y Kopplow (2003) estudiaron tratamientos térmicos a 121 °C durante 1 hora con digestión anaerobia y concluyen que a esta temperatura los resultados son mejores que a condiciones mesofílicas para la degradación de los sólidos volátiles. Valo *et al.* (2004) reportan un tratamiento térmico a 170 °C y 1 hora resultando en un incremento del 54 % en la producción de biogás con respecto a la producción de lodos sin tratamiento.

Bougrier *et al.*, (2007) comparan un tratamiento en dos reactores diferentes para obtener el mejor resultado en cuanto a solubilización del sustrato. El mejor resultado lo obtienen con el tratamiento térmico de 170 °C en un reactor discontinuo; concluyen que el efecto del tiempo en esos tratamientos no fue importante. Además en otra investigación, concluyen que el aumento en la producción de metano resultante (25 % de aumento) es suficiente para cubrir la demanda de energía necesaria para precalentar.

En otro estudio Lu *et al.*, (2007) operó un sistema de dos fases para el tratamiento. El primer paso consistió en una hidrólisis hipertermofílica a 70 °C y un TRH de 2 días seguida de una digestión anaerobia a 55 °C. Este sistema consiguió un aumento del 12 % en la remoción de SSV y mayor reducción de patógenos que un sistema de una sola fase termofílica. Además se incrementó la producción de metano en 115 % y por último se demostró que la energía extra requerida para el tratamiento puede ser cubierta por el incremento de energía generada por la producción adicional de metano y que incluso habría energía en exceso (Bougrier *et al.*, 2007).

Moeller Chávez, 1999, concluye que, para una mezcla de lodos primarios y secundarios, a mayor temperatura, aumenta la biodegradabilidad hasta una temperatura óptima de 175 °C; a temperaturas mayores decrece la producción de metano, presumiblemente por la formación de sustancias inhibitoras y los olores asociados con el tratamiento térmico se reducen durante la digestión anaerobia.

De acuerdo con estos resultados se puede decir que el tratamiento térmico es eficiente para solubilizar el sustrato y aumentar la producción de biogás. La revisión bibliográfica muestra que las temperaturas generalmente usadas varían entre 120 a 180 °C.

Tabla 4.1. Revisión bibliográfica de los impactos de diferentes tratamientos térmicos en la digestión anaerobia mesofílica (Adaptado de Bougrier *et al.*, 2007)

Referencia	Tratamiento térmico	Digestión anaerobia	Resultados
Haug <i>et al.</i> , 1978	175 °C, 30 min.	CSTR, 15 días	Aumento en la producción de metano de 115 a 186 mL/g de DQO (+62 %)
Stuckley y McCarty, 1978	175 °C, 60 min.	Discontinuo, 15 días	Aumento en la producción de metano de 48 a 68 % (+42 %)
Li y Noiike, 1992	175 °C, 60 min.	CSTR, 5 días	Aumento en la producción de biogás de 108 a 216 mL/g de DQO (+100 %)
Tanaka <i>et al.</i> , 1997	180 °C, 60 min.	Discontinuo, 8 días	Aumento en la producción de metano (+90 %)
Fjordside, 2001	160 °C	CSTR, 15 días	Aumento en la producción de biogás (+60 %)
Gavala <i>et al.</i> , 2003	70 °C, 7 días.	Discontinuo, 15 días	Aumento en la producción de metano de 8.30 a 10.45 mmol/g de SV (+26 %)
Barjenbruch y Kopplow, 2003	121 °C, 60 min.	CSTR, 20 días	Aumento en la producción de biogás de 350 a 420 mL/g de SV (+20 %)
Kim <i>et al.</i> , 2003	121 °C, 30 min.	Discontinuo, 7 días	Aumento en la producción de biogás de 3,657 a 4,843 L/m ³ de lodos activados (+32 %)
Dohanyos <i>et al.</i> , 2004	170 °C, 60 s.	Discontinuo, 20 días, Termofílico	Aumento en la producción de biogás (+49 %)
Valo <i>et al.</i> , 2004	170 °C, 60 min.	Discontinuo, 24 días	Aumento en la producción de biogás (+45 %)
	170 °C, 60 min.	CSTR, 20 días	Aumento en la producción de metano de 88 a 142 mL/g de DQO (+61 %)
Graja <i>et al.</i> , 2005	175 °C, 40 min.	Reactor de lecho modificado, 2.9 días	Reducción de los SST (+65 %)
Bougrier <i>et al.</i> , 2006	170 °C, 30 min.	Discontinuo, 24 días	Aumento en la producción de metano de 221 a 333 mL/g de DQO (+76 %)
	170 °C, 30 min.	CSTR, 20 días	Aumento en la producción de metano de 145 a 256 mL/g de SV (+51 %)

Además de los tratamientos térmicos que se han mencionado, existen otras técnicas que se manejan en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos con alto contenido en material lignocelulósico para la producción de bioetanol, y que se están utilizando para la producción de biogás. Uno de ellos es el tratamiento de hidrotermólisis:

Hidrotermólisis

Dentro de los procesos físicos térmicos se encuentra una subdivisión, que son los procesos hidrotérmicos, los cuales utilizan agua en condiciones específicas de temperatura. En general, para los procesos hidrotérmicos el agua utilizada puede estar bajo dos condiciones diferentes: agua en condiciones subcríticas, que está entre su punto de ebullición (100 °C, 1 atm) y de su punto crítico (374 °C, 221 atm) y agua en condiciones supercríticas que está por encima de su punto crítico (Mosier *et al*, 2005). Las ventajas de utilizar agua bajo estas condiciones radican en que sus propiedades fisicoquímicas cambian, puede actuar como un solvente no polar, por lo tanto, compuestos no polares y gases como el oxígeno se vuelven completamente miscibles bajo estas condiciones. Ya que el oxígeno se encuentra soluble, convierte a esta solución acuosa en un fuerte oxidante. Gracias a esto, la solubilidad en agua de los compuestos orgánicos comienza a aumentar de forma importante a medida que se incrementa la temperatura, y llegan a ser completamente miscibles en agua supercrítica (Connolly, 1966). En la Tabla 4.2 se muestra el resumen de algunos tratamientos físicos basándose en el proceso hidrotérmico, como son los siguientes:

- Explosión de vapor

La explosión de vapor también conocida como autohidrólisis, ha sido probada en laboratorio y plantas piloto. El tratamiento remueve la mayor parte de la hemicelulosa presente en el material lignocelulósico, incrementando la digestión enzimática. En la explosión de vapor, la presión se reduce repentinamente y hace que los materiales sometidos experimenten una descompresión explosiva liberando los componentes que lo conforman. Para este tratamiento se utilizan presiones y temperaturas altas, típicamente entre 160 °C y 260 °C, los tiempos de tratamiento son de aproximadamente 10 minutos (Ruiz *et al*, 2008).

- Agua líquida caliente

Someter los materiales lignocelulósicos a un tratamiento con agua líquida caliente es una de las formas de tratamiento de hidrotermólisis que se ha utilizado en la industria papelera por varios años. Agua a altas presiones puede penetrar la biomasa, hidratando y removiendo celulosa y una parte de lignina. Bajo condiciones óptimas, los resultados del tratamiento son comparables con el tratamiento ácido, sin la necesidad de requerir ácido o tener que neutralizar productos del tratamiento. El intervalo de temperaturas a las que trabaja es de 160 a 220 °C (Mosier *et al*, 2005).

Tabla 4.2. Tratamiento a materiales lignocelulósicos.

Temperatura / °C	Método	Componentes	Presión / MPa	Tiempo promedio / min	Resultados	Aplicación	Notas	Fases	Referencia
160-240	Exlosión de vapor (Autohidrólisis, hidrotérmico)	Vapor de agua saturado	0.7-4.8	10	A 270°C óptima solubilización de hemicelulosa en tallo de girasol, a 190°C favorable porque evita la formación de productos de la degradación del azúcar que inhiben la fermentación	Probado en escala piloto	No requiere reactivos, necesidad de lavar el hidrolizado, riesgo de condensación y precipitación de lignina soluble	Suspensión que se puede separar en una fase sólida y otra líquida	Ruiz <i>et al.</i> 2008
160-220	Agua líquida caliente (LHW, Fraccionamiento acuoso, hidrotérmico)	Agua líquida. Parámetros efectivos: pH, temperatura y tiempo	0.6-2.5	2 a 20	Pretratamiento óptimo, realizado a fibras de maíz, a 190°C por 15 min, 90% de conversión en la hidrólisis de la celulosa. Pretratamiento a 160°C y pH por encima de 4, puede disolver el 50% de las fibras de maíz en 20 min	Tratamiento de residuos orgánicos	No requiere reactivos ni productos para neutralizar residuos, el proceso se favorece a altas temperaturas (arriba de 220°C) y baja concentración de sólidos (aproximadamente 5%)	Suspensión que se puede separar en una fase sólida y otra líquida	Mosier <i>et al.</i> 2005
-	Microondas-químico	Necesidad de reactivos como: H ₂ O ₂	-	15 a 70	Un pretratamiento por microondas/ácido/H ₂ O ₂ tiene la mayor velocidad de hidrólisis y contenido de glucosa en el hidrolizado, de una muestra de paja de arroz.	Para recuperación de xilosa	Efectivo para acelerar el calentamiento del pretratamiento, acelerando las reacciones de degradación durante el proceso. No remueve lignina, no se recomienda para la aplicación en la industria.	-	Zhu <i>et al.</i> 2005
374	Agua supercrítica (hidrotérmico)	Agua supercrítica	22.1	1 a 10	Para una mezcla de residuos de comida, la producción de celobiosa del 36% al 59%, en condiciones supercríticas. Producción de glucosa del 20% a 400°C en 0.15s. Producción de ácido láctico en un 42%.	Pretratamiento para varios residuos orgánicos	En materiales lignocelulósicos tiene un aumento en la producción de ácido acético.	Suspensión que se puede separar en una fase sólida y otra líquida	Mosier <i>et al.</i> 2005

- Microondas-químico

Este tratamiento tiene la ventaja de ser más efectivo en su calentamiento, acelerando las reacciones durante el proceso. Sin embargo, para obtener mejores resultados, este proceso se combina con agentes oxidantes como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Por cuestiones de tamaño y capacidad, este tratamiento no es factible para nivel industrial, además se necesitan recipientes especiales que se puedan calentar por medio de ondas electromagnéticas en frecuencia de microondas (Zhu *et al*, 2005).

- Agua supercrítica

El agua a condiciones supercríticas superan su punto crítico (374 °C, 221 atm), bajo estas condiciones, la solubilidad del oxígeno en medio acuoso aumenta, proporcionando un fuerte poder oxidante. El proceso resulta en una producción de material orgánico disuelto que contiene principalmente ácidos grasos volátiles, en especial ácido acético (Wenzhi *et al*, 2008). Este proceso también tiene efecto en moléculas de cadena larga reduciéndolas en fragmentos pequeños, que pueden ser solubles (Mosier *et al*, 2005).

De acuerdo con estos métodos, se puede observar que las temperaturas a condiciones de agua subcrítica oscilan entre los 160 y 240 °C y las condiciones de agua supercrítica de 374 °C o superiores. Tomando en cuenta estos datos se desarrollará la metodología en el capítulo 5.

Las temperaturas que se utilizan en la degradación del material lignocelulósico se han determinado con base en análisis térmicos. La Figura 4.3 muestra un análisis térmico realizado a una muestra de maíz, determinando el rango de temperatura de descomposición de la hemicelulosa de 200-316 °C, para la celulosa a 360 °C (máximo a 347 °C) y para lignina es por arriba 360 °C (máxima de 457 °C).

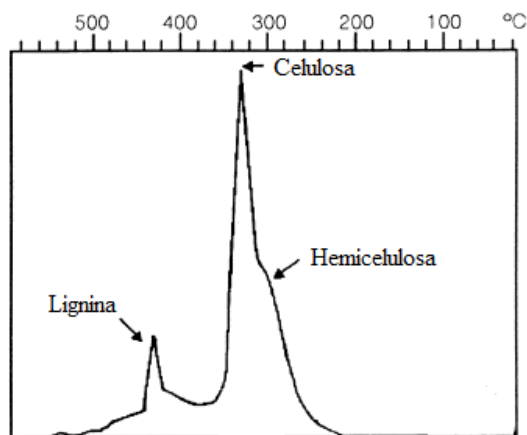


Figura 4.3. Análisis térmico de la degradación del material lignocelulósico de muestras sólidas de maíz (Adaptado de Rubio, et. al. 1998).

5. METODOLOGÍA

Se propone un pretratamiento térmico para lograr una mayor solubilidad de los componentes de la FORSU, ya que la fracción lignocelulósica, en general, es el mayor componente presente en este tipo de residuo. Este tratamiento contempla un rompimiento de las células y la hidrólisis parcial de los componentes orgánicos, además altera la estructura de los componentes inorgánicos para hacerlos más biodegradables (Mata-Alvarez, 2003). El tratamiento térmico propuesto es un tratamiento de hidrotermólisis a altas temperaturas, lo que ocasiona que el agua presente en el tratamiento actúe como un fuerte oxidante y degrade la materia orgánica, en especial la celulosa y hemicelulosa de la fracción lignocelulósica.

La FORSU utilizada en este trabajo resultó de un muestreo previo realizado en la estación de transferencia de Milpa Alta, Distrito Federal (Ramos, 2013; Rojas, 2012). Esta muestra se homogenizó mediante el método de cuarteo indicado en la norma mexicana NMX-AA-015-1985 “Protección al ambiente - contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – muestreo – método de cuarteo”, y se conservó en refrigeración a -20 °C dentro de bolsas herméticas individuales con un peso aproximado de 1 kg cada una, teniendo un total de 23.5 kg. A continuación se detalla cada etapa experimental.

La metodología propuesta consta de cuatro etapas principales, como se muestra en la Figura 5.1. En cada una de las etapas se desarrollan diferentes pruebas como se explica a continuación:

- Preparación de la muestra: molienda de la muestra y caracterización.
- Prueba de lixiviación.

- Prueba y análisis del factor tiempo durante el tratamiento térmico.
- Prueba de tratamiento térmico por hidrotérmólisis: Una vez que se hace la prueba a diferentes tiempos se lleva a cabo el tratamiento térmico a diferentes temperaturas. Además se separa el bagazo del lixiviado de las muestras tratadas para su posterior análisis. Se finaliza con la determinación y análisis de la producción de biogás.

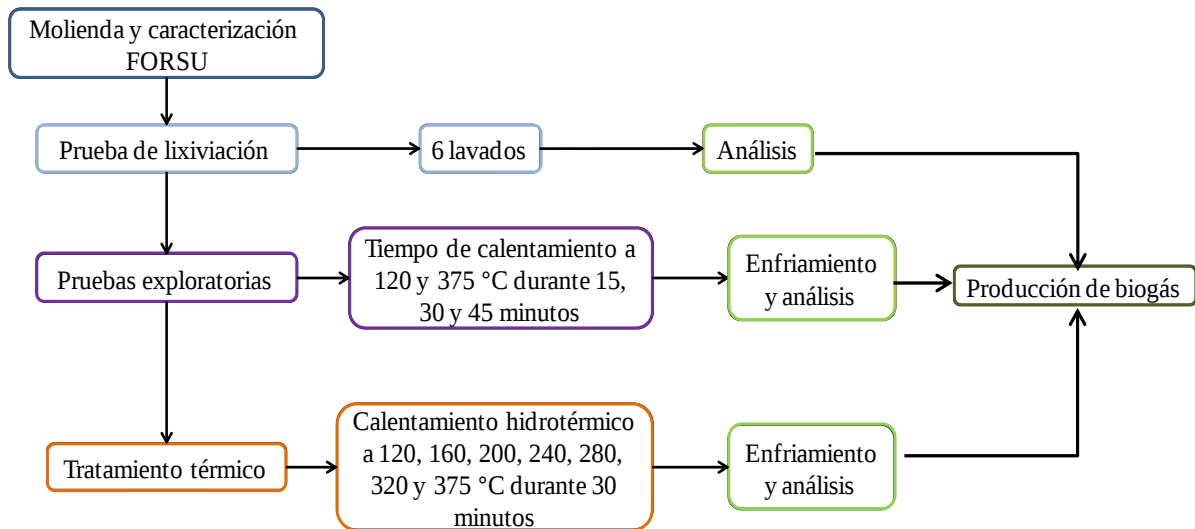


Figura 5.1. Esquema de la metodología general.

5.1. Caracterización y preparación de la muestra

Para la caracterización de las muestras es necesario reducir el tamaño de las partículas para tener una muestra homogénea y representativa de la FORSU. La caracterización es un paso esencial durante este trabajo, ya que da información acerca de la materia orgánica biodegradable y no biodegradable y el contenido de algunos nutrientes. Se determinan los parámetros necesarios para su caracterización, como son: humedad, sólidos totales (ST), que a su vez están conformados por sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno Kjeldahl, fósforo total, fibra neutra detergente (FND) que contiene celulosa, hemicelulosa y lignina, fibra ácida detergente (FAD) que contiene celulosa y lignina (relacionando ambos se puede obtener el contenido de las diferentes fracciones de fibra), como se muestra en la Figura 5.2. En el capítulo 5.4 se describen brevemente los métodos para determinar cada parámetro durante la experimentación.

Al realizar este tipo de análisis se determina el contenido de agua, material seco representado como sólidos totales, así como la cantidad de compuestos carbonosos incluyendo la fracción biodegradable y la no biodegradable, nutrientes como nitrógeno y fósforo. Una de las funciones que tiene el conocer estos parámetros es la identificación de la dinámica de la

solubilidad de la materia orgánica y de nutrientes para el aprovechamiento de los microorganismos.

Una de las formas de evaluar el efecto del tratamiento térmico en la hidrólisis de los compuestos es conociendo los valores iniciales de las cantidades de fibras, hemicelulosa, lignina y celulosa, y determinar si los valores finales de estos parámetros después del tratamiento térmico disminuyen, indicando una solubilización o desintegración de los mismos.

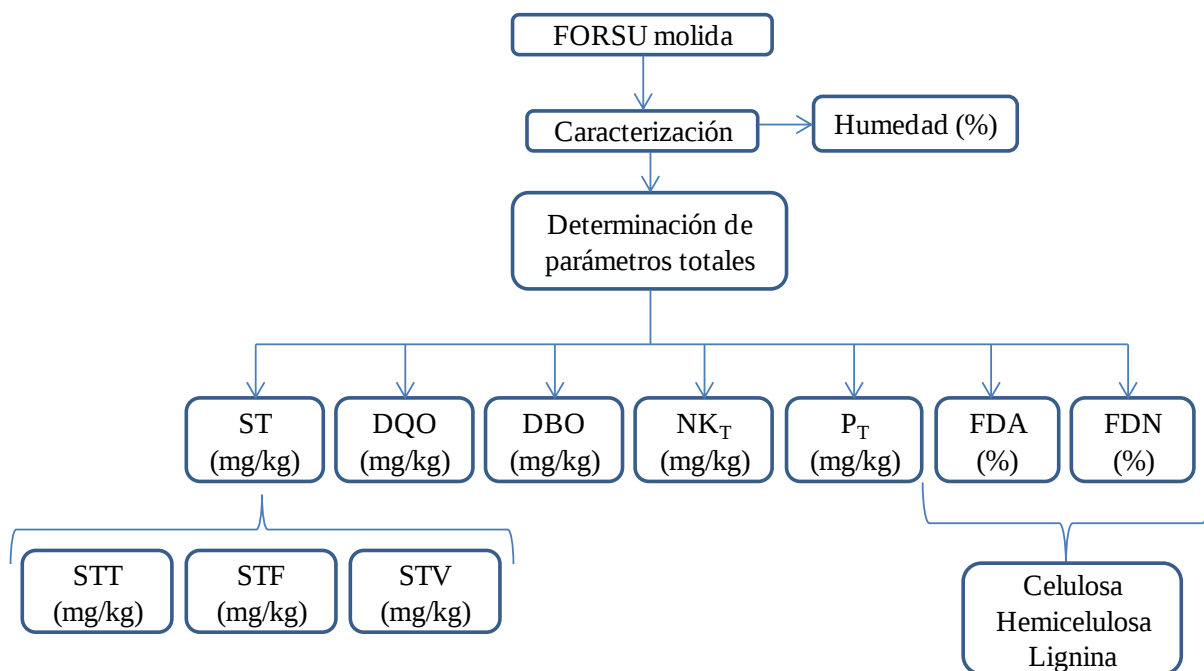


Figura 5.2. Caracterización de la FORSU.

En esta etapa se realiza un tratamiento mecánico para reducir el tamaño de partícula y tener una muestra más homogénea. Como primer paso se hace una trituración con una trituradora industrial. La trituradora industrial cuenta con un motor de 5 hp y la alimentación de los residuos es directa. El tamaño de partícula que se logra con este equipo va de 1 a 10 cm.

La muestra de FORSU triturada se pasa a un molino manual de dos discos para reducir su tamaño de partícula de 1.0 a 0.1 mm. A partir de este tamaño se realizan todas las pruebas físico-químicas necesarias para su caracterización y tratamiento térmico, utilizando una relación 1:3 de FORSU:agua destilada por corrida, ya que es una relación adecuada para su manejo y se ha estudiado con anterioridad en otro trabajo (Ramos, 2013).

5.2. Prueba de lixiviación

Un lixiviado es el líquido que resulta de colocar la FORSU como soluto en contacto con agua como disolvente. Durante la lixiviación el agua arrastra material disuelto y suspendido. En este trabajo se realiza una prueba de lixiviación para determinar la cantidad de sustancias que es posible arrastrar del sólido al líquido.

Los pasos del proceso de lixiviación se muestran en la Figura 5.3. Se coloca una muestra de FORSU en relación 1:3 con agua destilada en un vaso de vidrio con capacidad de 200 mL. Se mezcla utilizando un mezclador orbital durante 5 minutos. Enseguida se procede a hacer una centrifugación para la separación en lixiviado y bagazo. El bagazo que queda se vuelve a mezclar con agua y se repite seis veces. Finalmente se analizan cada uno de los lixiviados y el bagazo final, así como su producción de biogás (Tabla 5.2).

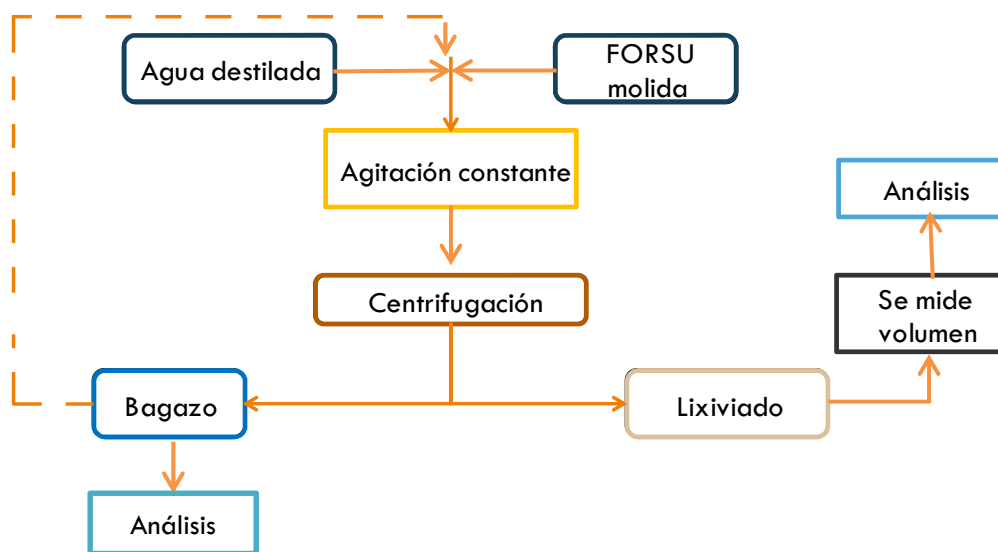


Figura 5.3. Prueba de lixiviación de la FORSU.

5.3. Tratamiento Térmico

El tratamiento térmico consiste en someter una muestra de FORSU con relación 1:3 con agua destilada a hidrotermólisis con el fin de solubilizar el material orgánico.

5.3.1. Prueba exploratoria

Con objeto de conocer el efecto de la duración del tiempo de calentamiento de los reactores en cada una de las temperaturas seleccionadas, se realiza una prueba exploratoria que consiste en someter a calentamiento los reactores de acero (llenos de agua) a dos temperaturas cada una a

tres tiempos diferentes. Los tiempos de calentamiento que por lo general se utilizan, de acuerdo con el capítulo 4, son 15, 30 y 45 minutos. Las temperaturas utilizadas son 120 °C (la más baja en este tratamiento térmico) y 375 °C (la más alta en este tratamiento térmico) para tener un mayor rango de información y conocer si la diferencia entre las temperaturas afecta al tiempo de calentamiento y viceversa.

A las muestras tratadas a las dos temperaturas y tres tiempos de calentamiento se les determinan DQO, sólidos y la prueba de potencial bioquímico de metano. Esto con la finalidad de encontrar si existe un efecto en la duración del calentamiento para el tratamiento hidrotérmico de la FORSU.

El calentamiento se realiza en una mufla *Thermo Scientific Precision* de laboratorio. El monitoreo de la temperatura se toma con un termómetro infrarrojo modelo HER-425 con rango de medición de -20 a 500 °C.

Antes de comenzar con la prueba exploratoria se monitorean los tiempos de calentamiento y enfriamiento para los reactores de acero utilizados en el tratamiento hidrotérmico. Con el monitoreo se desea conocer el tiempo en el que los reactores alcanzan la temperatura deseada dentro de la mufla y a partir de este tiempo comenzar a contar el tiempo para el tratamiento hidrotérmico. Para esta prueba, los reactores de acero se llenan con agua en lugar de la FORSU y se colocan en la mufla a las diferentes temperaturas de calentamiento. Las temperaturas se van monitoreando con el termómetro infrarrojo cada 5 minutos.

Después de sacar los reactores del horno se permite que los reactores se enfrien hasta la temperatura ambiente utilizando un ventilador que proyecta una corriente de aire incidiendo sobre los reactores. Las temperaturas de enfriamiento son monitoreadas cada 5 minutos. Estos datos sirven para generar curvas de calentamiento y enfriamiento de los reactores de acero.

5.3.2. *Tratamiento térmico-hidrotermólisis*

Después de determinar si el tiempo es una variable para tomar en cuenta en el tratamiento térmico y se conocen los tiempos de calentamiento para los reactores de acero, se procede a realizar la prueba de tratamiento térmico por hidrotermólisis. Se utilizan siete temperaturas elegidas gracias a la Tabla 4.2: 120, 160, 200, 240, 280 y 320 °C que son temperaturas con agua en condiciones subcríticas y a 375 °C ya en condición supercrítica.

En los reactores se colocan 50 g de FORSU y 150 mL de agua destilada. Cada reactor se coloca en la mufla y es calentado por el tiempo determinado a cada temperatura seleccionada.

Después de la exposición de la FORSU a diferentes temperaturas, el contenido de los reactores se coloca en el potencial bioquímico de metano y se determinan sólidos, DQO, DBO,

nitrógeno Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, fósforo total, fósforo como ortofosfatos y fibras lignocelulósicas. Los resultados se analizan estadísticamente para saber si la temperatura de calentamiento ayuda en la solubilización de material orgánico y si aumenta su biodegradabilidad.

5.4. Reactores

Los reactores utilizados para el calentamiento de la FORSU son de acero inoxidable de tipo 304 *austenítico*, y se fabrican con una barra de 2.5 pulgadas de diámetro. Las dimensiones de cada uno de los reactores se muestran en la Figura 5.4. Cada uno tiene una tapa con rosca para soportar las altas presiones generadas, así como dos soportes, uno en la tapa y otro en la base para su fácil manejo al momento de abrir. El utilizar acero inoxidable tipo 304 tiene la ventaja de su gran resistencia a la corrosión a temperaturas de hasta 920 °C y facilidad de limpieza.

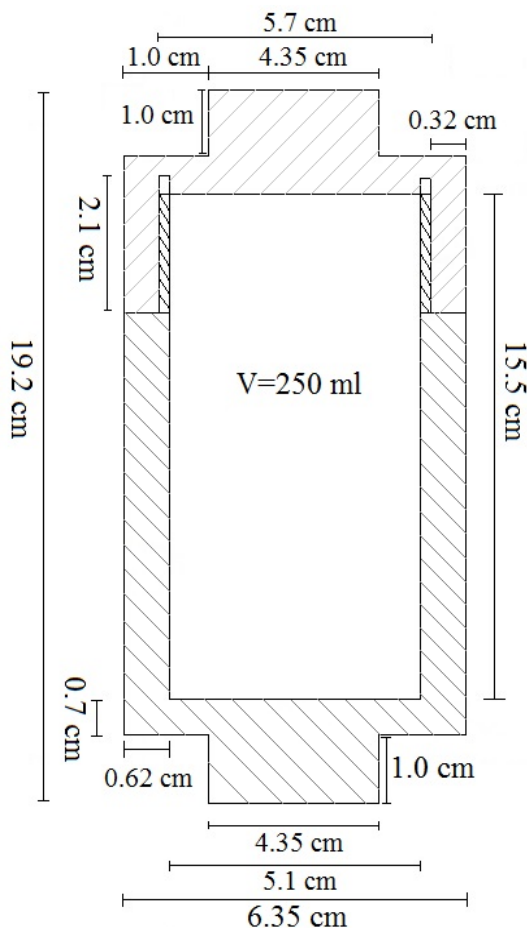


Figura 5.4. Reactor utilizado en el tratamiento térmico de la FORSU.

Se requiere que el reactor esté sellado herméticamente para evitar cualquier tipo de fuga, ya sea de vapor de agua o algún compuesto volátil presente en la FORSU que se pueda formar en el proceso. Esto se logra colocando un sello de *vitón* el cual tiene una completa adherencia con las altas temperaturas que se generan, ya que es dúctil y puede deformarse sin tener fracturas.

Debido a que el acero puede ser un catalizador en la degradación de la materia orgánica, se coloca un vaso de vidrio en su interior para evitar que los reactivos entren en contacto con el acero. Las dimensiones de los vasos se muestran son las mismas que los reactores de acero menos 0.4 mm para un adecuado ajuste. El diseño tomó en cuenta el volumen necesario de FORSU para los análisis anteriormente descritos.

5.5. Potencial bioquímico de metano

El potencial bioquímico de metano es una prueba que permite conocer la cantidad de metano producida por un sustrato en presencia de microorganismos bajo condiciones anaerobias. Las muestras tratadas que se obtienen en las diferentes etapas del proyecto se analizarán en el equipo de potencial bioquímico de metano AMPTS (*Automatic Methane Potential Test System* de la compañía Bioprocess Control de Suecia) (Figura 5.5). La medición del volumen de biogás y los datos generados son registrados de manera automática.

El equipo AMPTS cuenta con quince reactores de incubación, trampa para CO_2 y H_2S , dispositivo de cuantificación de biogás y un sistema para el registro de datos. Los reactores de incubación tienen una capacidad útil de 500 mL y un volumen de trabajo máximo de 400 mL, los cuales son introducidos en un sistema de baño maría que permite mantener constante la temperatura. El volumen de gas generado se registra en un sistema de adquisición de datos, por lo que se tiene un registro continuo de la producción de biogás con respecto al tiempo para cada uno de los reactores.

En general esta prueba consiste en colocar la muestra que se desea estudiar en un frasco hermético junto con lodos anaerobios, la cual se basa en tener: 8 g de SV de inóculo (lodos anaerobios “testigo”) y 2 g de SV de sustrato por cada uno de los reactores del equipo Automatic Methane Potential Test System para tener una relación SV inóculo/SV sustrato mayor a 1 (Mata-Alvarez, 2003); condiciones mesofílicas para el proceso de metanización, temperatura de 35 °C, pH que se controla agregando una solución buffer al reactor y condiciones anaerobias iniciales que se logran al burbujear nitrógeno.

En intervalos definidos se toman muestras de gas producido en cada reactor y se analizan por medio de un cromatógrafo de gases marca SRI Instruments, modelo 8610C, el cual utiliza helio como gas de arrastre y un detector de conductividad térmica.

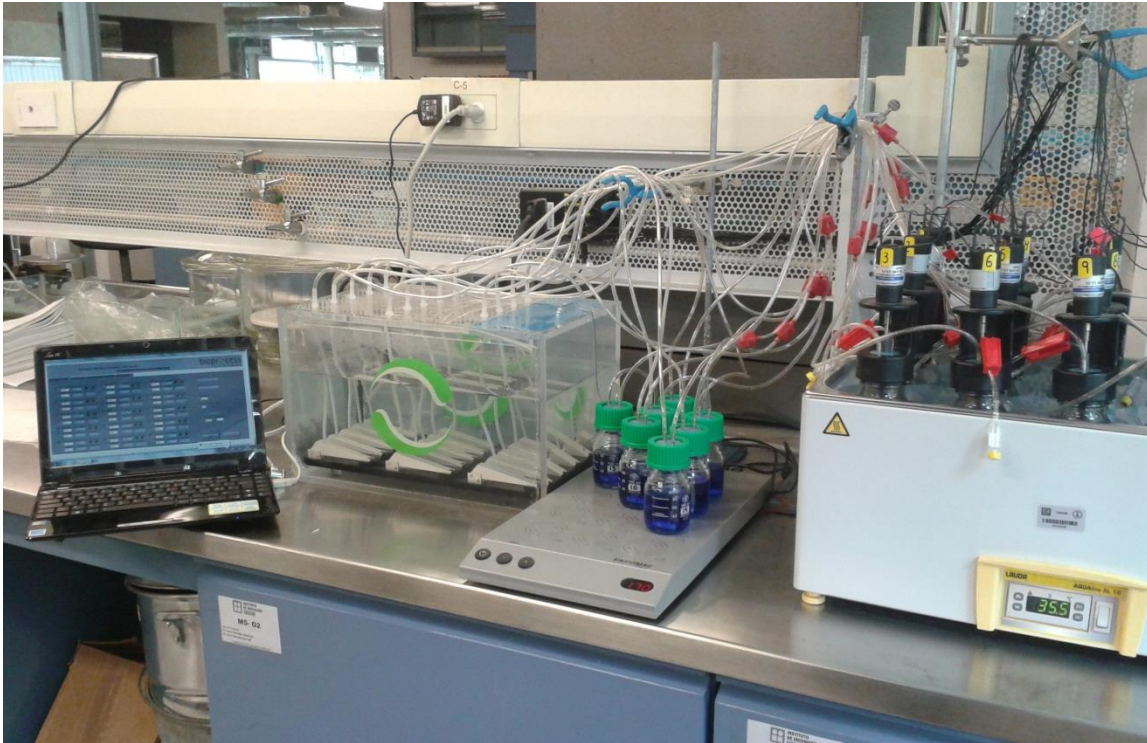


Figura 5.5. Equipo AMPTS para la determinación de potencial de metano.

5.6. Diseño experimental

El diseño experimental surge de la necesidad de estudiar el efecto en la interacción de la temperatura con el tiempo en el tratamiento térmico. El diseño experimental, para la primera prueba de tratamiento térmico con diferentes tiempos, consta de un diseño factorial 3x2 con dos factores. El primer factor es la temperatura de estudio con dos niveles y el segundo factor es el tiempo con tres niveles.

Las variables de respuesta en cada nivel, son valores determinados como DQO, DBO y sólidos. Los tratamientos estadísticos se componen de los efectos de los factores y sus interacciones en los distintos niveles.

El modelo que representa este diseño experimental es el siguiente:

$$y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \gamma_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

$$i = A, B, C \dots X \quad j = 1, 2 \dots n \quad k = 1, 2 \text{ y } 3$$

dónde:

y_{ij} = respuesta

μ = media general

τ_i = efecto del factor 1 (temperatura) con $i = A, B, C \dots X$ niveles

β_j = efecto del factor 2 (tiempo) con $j = 1, 2 \dots n$ niveles

γ_{ij} = efecto de la interacción entre los niveles de los diferentes factores (temperatura y tiempo)

ϵ_{ijk} = error experimental, con $k = 1, 2$ y 3 repeticiones.

Las hipótesis que se desean probar son:

$$H_{01}: \gamma_{ij} = 0 \quad \forall i, j$$

$$H_{02}: \tau_i + \bar{\gamma}_{i.} = 0 \quad \forall i$$

$$H_{03}: \beta_j + \bar{\gamma}_{.j} = 0 \quad \forall j$$

Las observaciones obtenidas se presentarán en una tabla de doble entrada (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Tabla de doble entrada con diseño factorial

		<i>Factor 2</i>		
		1	2	...n
<i>Factor 1</i>	A	Y_{11}	Y_{12}	Y_{13}
	B	Y_{21}	Y_{22}	Y_{23}
	...X	Y_{n1}	Y_{n2}	Y_{n3}

Con este modelo se quiere encontrar la combinación de niveles de los factores que producen un valor óptimo en la respuesta, la cual es la producción de biogás.

Las ventajas de los experimentos factoriales permiten:

- Obtener información sobre varios factores sin aumentar el tamaño del experimento.
- Ampliar el rango de validez del experimento.
- Permitir la interacción, el grado y forma en la cual se modifica el efecto de un factor por los niveles de los otros factores.

5.7. Métodos analíticos

Las técnicas analíticas para analizar las muestras generadas durante el desarrollo de este trabajo se muestran en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2. Técnicas analíticas

Determinación	Método estándar	Técnica de la determinación
Humedad	APHA 4500 H-B	Gravimetría. Se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados
Sólidos totales	APHA 2540-B	Gravimetría. Sólidos secados a una temperatura de 103 a 105 °C
Sólidos volátiles y fijos	APHA 2540-E	Gravimetría. Sólidos previamente secados a 103-105 °C e incinerados a 550 °C
Demanda química de oxígeno	APHA 5220-D	Fotometría. Digestión por reflujo cerrado a 150 °C con reactivos preparados a 600 nanómetros (nm)
Demanda bioquímica de oxígeno	OxiTop IS 6	Diferencia de presión por consumo de oxígeno
Nitrógeno Kjeldahl	Titulación Wieninger	Digestión ácida con catalizador de selenio y posterior neutralización y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N
Nitrógeno amoniacal	APHA 4500-NH ₃ D	Fotometría con Indofenol a 630 nm Kit de Merck Spectroquant de 2 a 150 mg/L
Fósforo total	APHA 4500-P B 4 APHA 4500-P C	Digestión ácida con H ₂ SO ₄ y HNO ₃ Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck Spectroquant de 0.5 a 30 mg/L
Fósforo como ortofosfatos	APHA 4500-P C	Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck Spectroquant de 0.5 a 30 mg/L
pH	APHA 4500 H-B	Medición directa con potenciómetro
Fibra neutra detergente	AOAC -aNDF	Extracción química con una solución detergente neutra bajo reflujo, seguido por determinación gravimétrica del residuo de fibra.
Fibra ácida detergente	AOAC-ADF	Extracción química con solución detergente ácida.
Potencial bioquímico de metano	AMPTS 2010-01	Principio de funcionamiento: desplazamiento de líquido en las celdas de almacenamiento de biogás.

6. RESULTADOS

De acuerdo con la primera etapa de la metodología que es la preparación de la muestra, se hizo la caracterización para 100 g de FORSU que parte de una muestra total de 10 kg de FORSU previamente molidos, pasados por un molino manual de dos discos para disminuir su tamaño de partícula en un intervalo de 0.1 a 1.0 mm. Se hizo una mezcla 1:3 de FORSU:agua destilada para realizar las correspondientes determinaciones. Esta muestra de 10 kg es la base para la parte experimental de este proyecto. De acuerdo en estudios previos (Ramos, 2013), este tamaño de partícula es favorable para un lograr una mejor homogeneidad de la FORSU.

6.1. Caracterización

Para la caracterización de la FORSU se utilizaron los métodos estándar mencionados en el capítulo 5. Los resultados se muestran en la Tabla 6.1, los cuales se llevaron a unidades de masa por masa de residuos mediante un balance de masas.

La FORSU presenta un valor del 69.9 % de humedad. El material seco se representa mediante sólidos totales (ST) que están constituidos por la suma de los sólidos totales volátiles (SV) y sólidos totales fijos (SF), de los cuales el material orgánico corresponde a un 64 % y el inorgánico a un 36 % de los ST.

La demanda química de oxígeno (DQO) expresa el contenido de compuestos carbonosos, incluyendo la fracción biodegradable y la no biodegradable, de manera que la relación DBO/DQO que se tiene, de 0.36, indica la presencia de material orgánico de fácil degradación. El nitrógeno Kjeldahl representa el 2 % de los ST y el 2.3 % corresponde al fósforo total. Los valores obtenidos de fósforo total son mayores a los encontrados en la literatura; Mata-Alvarez

(2003) señala que los valores de éste compuesto oscilan entre 0.12 y 0.5 %, cuatro veces menos que el obtenido.

Tabla 6.1. Resultados de la caracterización de la FORSU en base húmeda.

Humedad (%)	ST (mg/kg)	SF (mg/kg)	SV (mg/kg)	DQO (mgO ₂ /kg)	DBO (mgO ₂ /kg)	NK (mg/kg)	PT (mg/kg)
69.91	300,859	109,349	191,510	319,338	116,000	6,261	6,296

Material lignocelulósico (%)	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)
31.5	14.6	5.5	11.4

La cantidad del material lignocelulósico es el 31.5 % con respecto a los ST, casi la mitad del material orgánico presente en la FORSU, de ahí que la mayor composición corresponde a un 14.6 % de celulosa y le sigue la lignina con un 11.4 %.

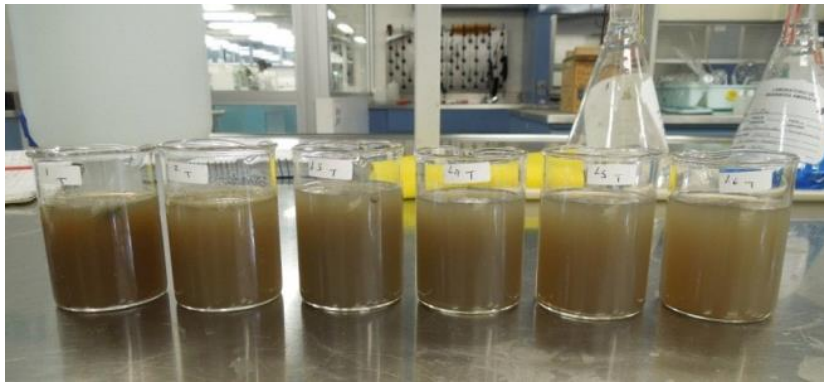
6.2. Prueba de lixiviación

Para determinar el nivel de arrastre de los componentes presentes en ella, así como las condiciones que favorecen a una mayor solubilidad del material orgánico se realizó una prueba de lixiviación o lavado de FORSU

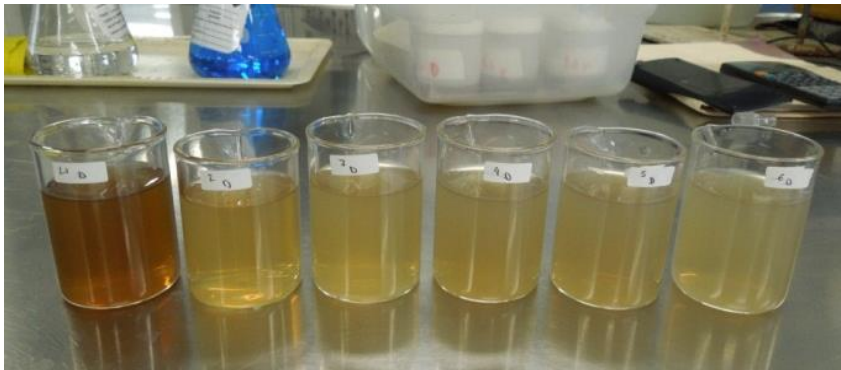
La prueba de lixiviación se realizó a 50 g de FORSU con recambio de agua por seis veces con relación 1:3 FORSU:agua destilada. Esta mezcla se agitó con ayuda de un agitador orbital durante 5 minutos para enseguida ser centrifugada a 3000 RPM durante 10 minutos para separar las fases sólida (bagazo) y líquida (lixiviado) de cada lixiviación. Cada uno de los lixiviados se filtró por un tamaño de poro de 1.6 µm para hacer el correspondiente análisis de componentes disueltos presentes.

Al bagazo ya lavado y a cada una de las lixiviaciones se les determinaron sólidos totales, sólidos disueltos totales, demanda química de oxígeno total y disuelta, así como pruebas de producción de biogás y metano.

En la Figura 6.1 a) se observan cada una de las lixiviaciones sin filtrar (total), comenzando de izquierda a derecha y en la Figura 6.1. b) se observa la fracción disuelta de cada lixiviado. Para ambos casos el color de los lixiviados es más claro para el sexto lixiviado.



a



b

Figura 6.1. a) Lixiviaciones totales (sin filtrar) de la FORSU. b) Fracción disuelta en las lixiviaciones.

6.2.1. Demanda química de oxígeno

En la Tabla 6.2 se muestran los valores de DQO extraída total y disuelta. Se puede observar que para el quinto y sexto lixiviado estos valores permanecen prácticamente constantes; la relación DQO disuelta a total muestra que para el tercer y cuarto lixiviado son menores que para la quinta y sexta lixiviación, esto puede deberse a que en los primeros dos lixiviados el material inicial se encuentra suspendido por lo que en el tercer y cuarto lixiviado no muestra gran cantidad de éstos, y para el quinto y sexto lixiviado se extrae (por agitación mecánica) material que no estaba fácilmente disponible.

Como se observa en la Figura 6.2 la DQO extraída total presenta valores de 7.7 % en la primera lixiviación hasta 4.7 % con la sexta lixiviación. Esto indica que con las seis lixiviaciones que se realizaron se extrae el 94 % del material carbonoso susceptible de ser arrastrado por medio de lavados de agua. La DQO disuelta extraída presenta valores de 6.6 % siendo el total de 96 %. Del valor inicial total, en la primer lixiviación, que son 77,217 mgO_2/kg , el 85.5 % corresponde a la DQO disuelta. Esto indica que sólo es necesaria una

lixiviación para extraer el 85 % del material disuelto fácilmente disponible en las lixiviaciones realizadas.

Tabla 6.2. Valores de DQO extraída total y disueltos de los seis lixiviados realizados a la FORSU.

No. Lavado	DQO _{Total} (mg/kg)	DQO _{Disuelta} (mg/kg)	DQO _{Suspendida} (mg/kg)	DQO _D /DQO _T
1	77,217	66,027	11,190	0.855
2	21,016	14,404	6,612	0.685
3	10,021	3,368	6,653	0.336
4	6,612	2,540	4,072	0.384
5	4,767	2,004	2,763	0.420
6	4,767	2,394	2,373	0.502
Total	124,400	90,737	33,663	

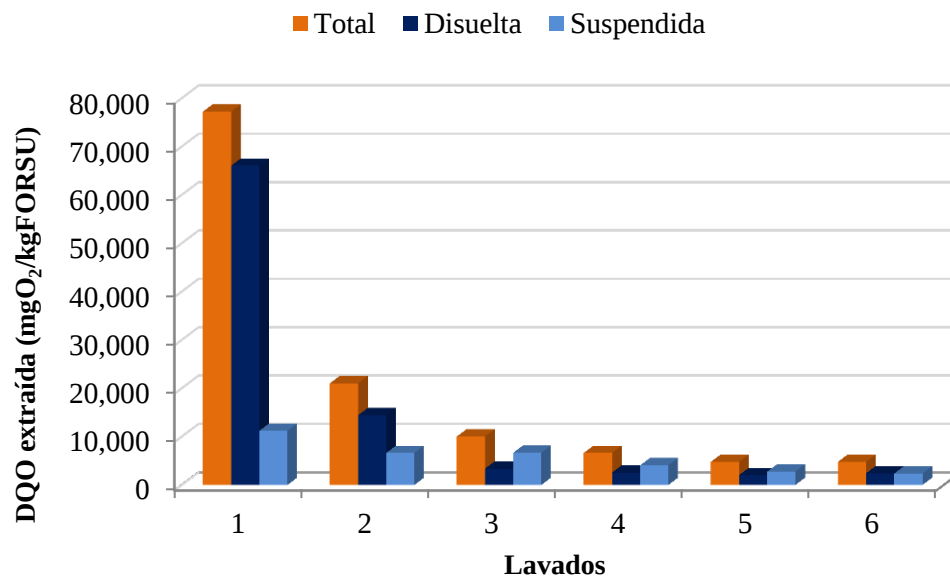


Figura 6.2. Comportamiento de DQO extraída en cada uno de los lixiviados.

6.2.2. Sólidos

De cada lixiviado se tomaron 20 mL para la determinación de los sólidos totales (STT) (se nombra STT solo en el caso de los lixiviados). La Tabla 6.3 muestra la cantidad de STT extraídos en cada lixiviación así como su parte disuelta y suspendida.

Durante las seis lixiviaciones, los STT tomaron valores de 6.2 % con la primera lixiviación y de 2.9 % con la última, siendo el total extraído de 95.4 %. Los sólidos disueltos totales (SDT)

van desde 5.7 % con el primer lixiviado al 1.3 % con el último siendo el total de 97.7 %. El bagazo queda con el 78 % de los ST obtenidos en la caracterización de la FORSU.

Tabla 6.3. Valores de sólidos para las lixiviaciones (en base húmeda).

No. Lavado	STT (mg/kg)	STF (mg/kg)	STV (mg/kg)	SDT (mg/kg)	SDF (mg/kg)	SDV (mg/kg)	SST (mg/kg)	SSF (mg/kg)	SSV (mg/kg)
1	62,438	11,453	50,985	56,933	5,471	22,995	5,505	5,982	27,990
2	15,112	2,445	12,667	11,798	983	4,916	3,314	1,462	7,751
3	6,203	435	5,767	3,765	195	1,688	2,438	240	4,079
4	3,810	555	3,255	1,898	161	788	1,912	394	2,467
5	2,940	412	2,528	1,590	127	668	1,350	285	1,860
6	2,880	307	2,573	1,305	45	608	1,575	262	1,965

En la figura 6.3 se observa el comportamiento de los sólidos extraídos a través de las seis lixiviaciones y que el primer lixiviado tiene la mayor cantidad de sólidos totales y disueltos totales (6.2 % del total de la FORSU).

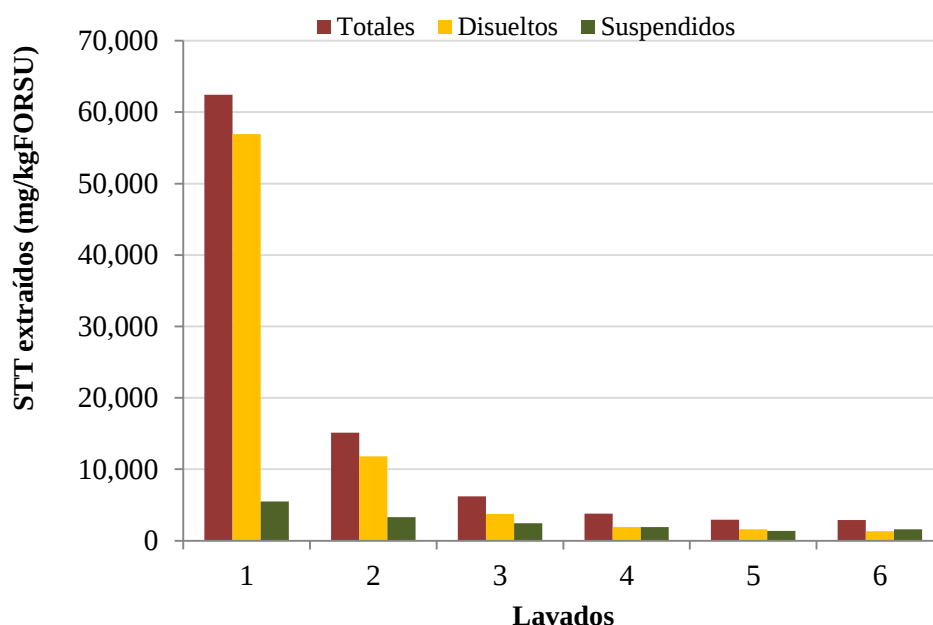


Figura 6.3. Comportamiento de sólidos totales extraídos de la FORSU.

En la Figura 6.4 se observa que los valores de los sólidos totales volátiles (STV), van de 50,985 mg/kg hasta los 2,573 mg/kg representando un total de 94.9 % que se extrajo en el lavado de la FORSU. Los sólidos disueltos volátiles (SDV) van desde los 22,995 mg/kg hasta los 608 mg/kg. En el primer lavado se extrajo un 45.1 %.

Se observa que la cantidad de sólidos disueltos que se extrae es aproximadamente 50 % de los STV hasta el cuarto lixiviado. Sin embargo la suma de los lixiviados a partir del cuarto lixiviado sólo representan el 6.4 % de los STV extraídos.

Para las seis extracciones que se realizaron, los STV acumularon un valor de 77,775 mg/kg que representa el 83.3 % de los STT acumulados, y a su vez el 77,288 mg/kg de SDV que son el 85.2 % de los SDT, lo que significa que hay una gran cantidad de material orgánico fácilmente disponible para la degradación biológica a través del proceso de digestión anaerobia.

Los STV del primer lixiviado representan el 81.6 % con respecto a los STT del primer lixiviado.

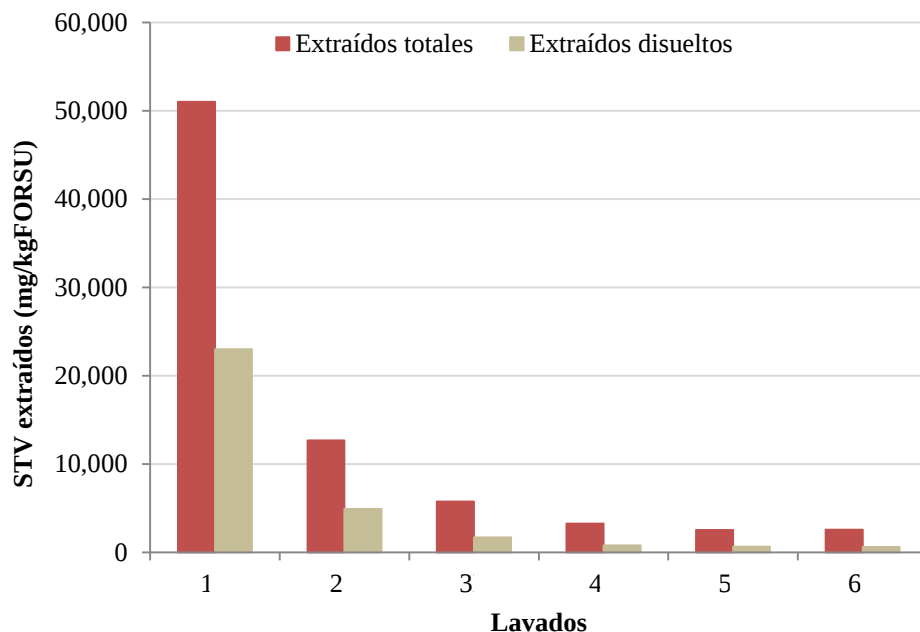


Figura 6.4. Comportamiento de sólidos totales volátiles extraídos en los lixiviados.

En el caso de los sólidos totales fijos (STF) se observa que para las seis lixiviaciones realizadas tiene valores de 11,453 mg/kg a los 307 mg/kg (Tabla 6.3) dando un total del 97.3 % tomando en cuenta la primera lixiviación (Figura 6.5).

En el primer lixiviado los sólidos disueltos fijos (SDF) llegan a un valor de 5,471 mg/kg a 45 mg/kg (Tabla 6.3) representando un 99.2 % de extracción. Además la parte acumulada de los STF son 15,608 mg/kg y representan el 16.7 % de los STT y para los SDF que son 6,983 mg/kg representan el 7.7 %. Los STF representa el 18.3 % de los STT.

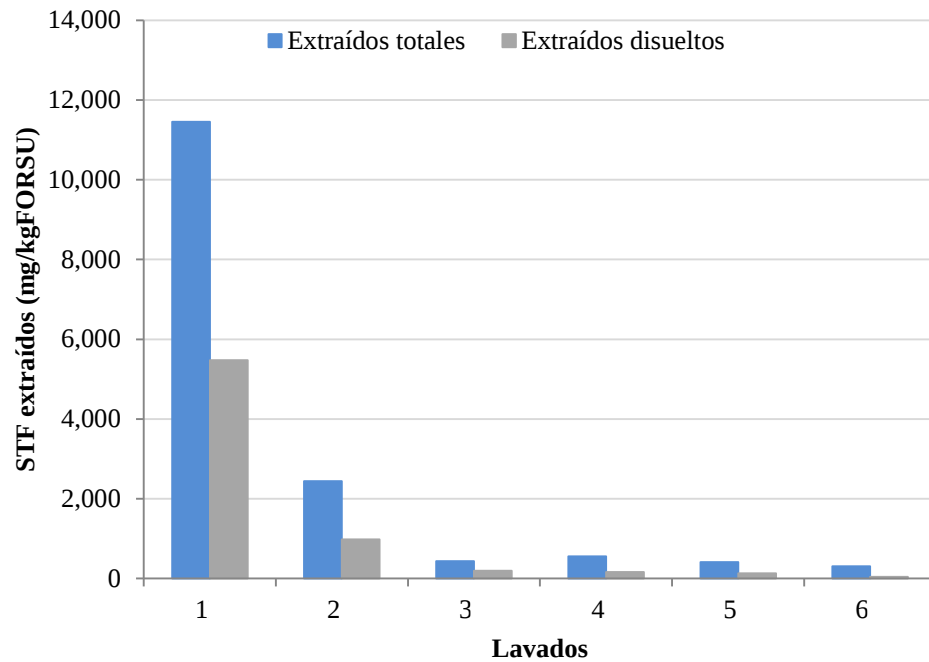


Figura 6.5. Comportamiento de sólidos totales fijos extraídos en los lixiviados realizados.

En la Tabla 6.4 se observa la relación de sólidos volátiles y totales, éstas representan el material orgánico en cada fase analizada. Para la relación STV/STT se tiene una alta cantidad de material orgánico presente, en general de un 82 al 93 %. En la relación SDV/SDT se observa un valor del 40 % en material orgánico disuelto y éste se incrementa para el sexto lixiviado. En la relación SSV/SST se observa que es una menor cantidad de material orgánico, para el tercer lixiviado el material orgánico suspendido es casi nulo.

Tabla 6.4. Relación entre los sólidos volátiles y totales.

Lavado	STV/STT	SDV/SDT	SSV/SST
1	0.82	0.40	0.21
2	0.84	0.42	0.19
3	0.93	0.45	0.06
4	0.85	0.42	0.16
5	0.86	0.42	0.15
6	0.89	0.47	0.13

La suma de las cantidades de sólidos extraídas con las seis lixiviaciones es de 93,383 mg/kg, 77,775 mg/kg y 15,607 mg/kg para los sólidos totales, volátiles y fijos, respectivamente. Estos valores corresponden a 31, 40 y 14 % de los sólidos totales, volátiles y fijos de la FORSU,

respectivamente. Estas cantidades son las que se pueden extraer de la FORSU por medio de lixiviaciones.

6.2.3. Prueba de potencial bioquímico de metano

La prueba mostró una producción de biogás prácticamente constante para el control desde el día ocho. En la Figura 6.6 se observa que todas las curvas alcanzan valores “estables” a partir del día 8. Por esta razón se utilizaron los valores a los 8 días como valores estables y los resultados a continuación se ajustaron a los 8 días. En esta Figura 6.6 y Tabla 6.5 también se observa que la mayor producción de biogás corresponde al control (FORSU), seguido por el bagazo. Los lixiviados mostraron un comportamiento constante en producción de biogás desde el segundo día. El bagazo remanente después de 6 extracciones (lixiviaciones) mostró una producción constante de biogás a partir del sexto día. En la Tabla 6.5 se muestra la producción neta de biogás normalizado (condiciones estándar) y la producción específica de metano por gramo de SV de FORSU, restándoles el biogás generado por consumo endógeno (lodos anaerobios), ambos a los ocho días de prueba.

Tabla 6.5. Producción neta de biogás así como la producción específica de metano.

Muestra	Producción de biogás a los 8 días (Nm ³ /kgSV)	Producción específica de metano a los 8 días (Nm ³ /kgSV)
FORSU	0.608	0.414
Lixiviado 1 Total	0.180	0.121
Lixiviado 2 Total	0.033	0.275
Lixiviado 3 Total	0.005	0.004
Lixiviado 4 Total	0.021	0.014
Lixiviado 5 Total	0.002	0.003
Lixiviado 6 Total	0.007	0.006
Lixiviado 1 Filtrado	0.069	0.047
Lixiviado 2 Filtrado	0.012	0.006
Lixiviado 3 Filtrado	-	-
Lixiviado 4 Filtrado	0.003	0.003
Lixiviado 5 Filtrado	0.010	0.008
Lixiviado 6 Filtrado	0.000	0.000
Bagazo	0.323	0.265

El equipo de potencial de metano cuenta con 15 reactores, por lo que se colocaron cada uno de los lixiviados totales (sin filtrar) y disueltos (filtrados), el bagazo, un control y el testigo. Sin embargo en el transcurso de la prueba hubo problemas con el monitoreo en el volumen de producción de biogás del reactor que contenía el tercer lixiviado disuelto, por lo que no se

cuenta con estos datos. La producción de biogás del sexto lixiviado filtrado fue menor que la del testigo.

La suma de biogás producido por los lixiviados totales y el bagazo dan un total de 0.677 Nm^3/kgSV , el cual da una error del 3 % con respecto a la producción final del control, de 0.646 Nm^3/kgSV . La Figura 6.6 muestra el comportamiento en la producción de biogás neto (producción de biogás sin la producción de biogás del testigo). La producción de biogás por el bagazo representa el 50.5 % del control (FORSU) para el último día de prueba. El primer lixiviado sin filtrar representa el 28.6 % y el sexto lixiviado sin filtrar representa solamente el 1.2 % de la producción de biogás.

Además en la Figura 6.6 se observa un aumento importante en la producción de biogás al día 4, lo cual puede deberse a que el inóculo tenía tiempo sin estar activo y algunos grupos microbianos tardaran días en adaptarse al nuevo medio.

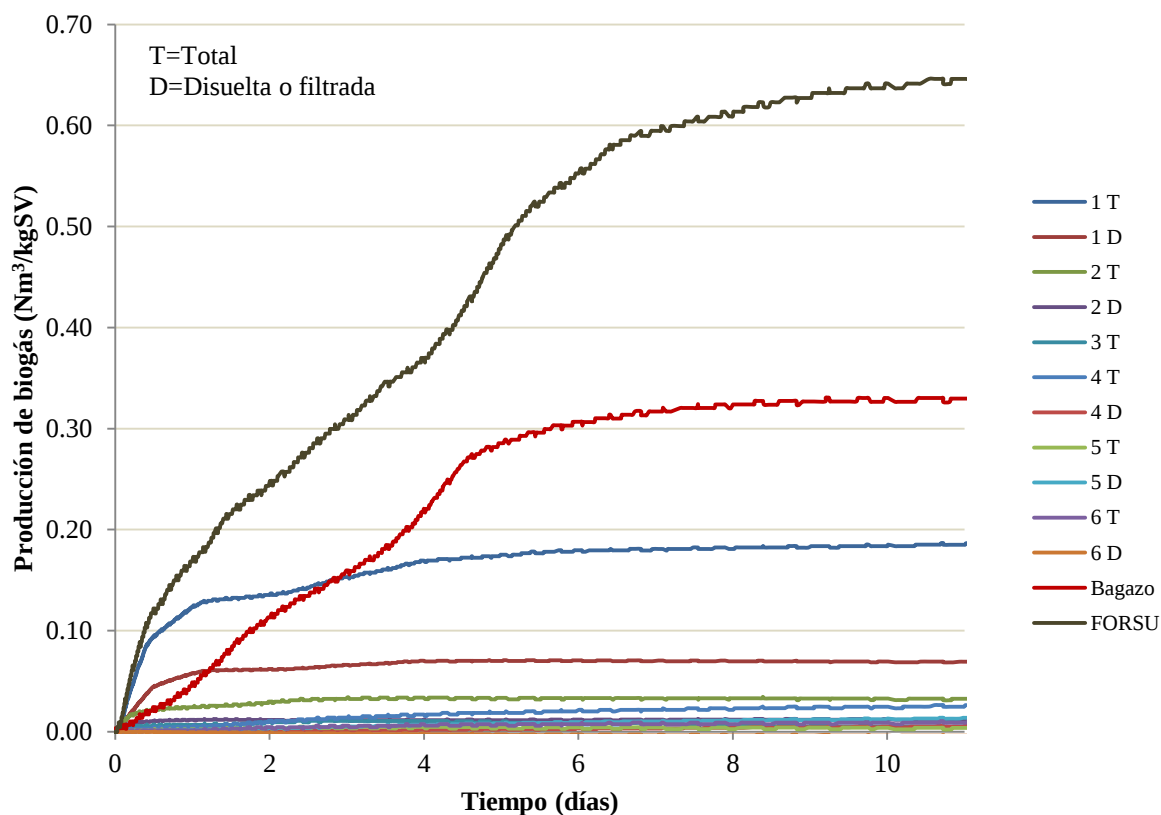


Figura 6.6. Producción neta de biogás para la prueba de lixiviación.

La Figura 6.7 muestra la producción específica de metano para cada una de las muestras: se observa que el comportamiento es similar a la producción neta de biogás. Para determinar la producción específica de metano en cada reactor se multiplica la fracción de metano (que se

obtiene del análisis del biogás por cromatografía) por el volumen de biogás producido, en este caso m^3 normalizados, y se divide entre la cantidad de SV que se introdujeron en cada reactor. La producción específica a los ocho días se indica en la Tabla 6.5 y se puede señalar que, a partir del tercer lixiviado total y del segundo lixiviado disuelto, hay una mínima producción de metano, representado menos del 1 % de la producción específica del control, mientras que el bagazo representa el 64 % tomando como referencia la producción del control (FORSU) a los ocho días de producción. Cada 24 horas se extrajo una muestra de 0.5 mL del biogás generado en los reactores, el cual se inyectó por triplicado en un cromatógrafo de gases para conocer su composición.

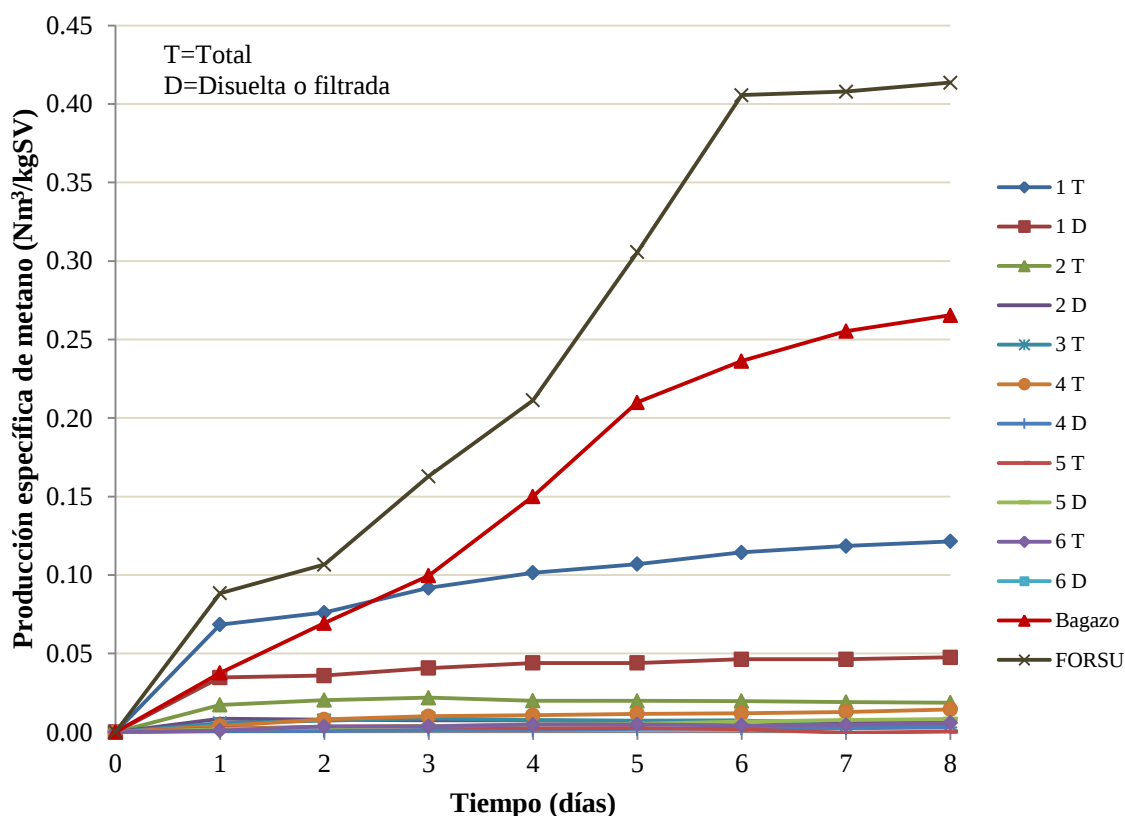
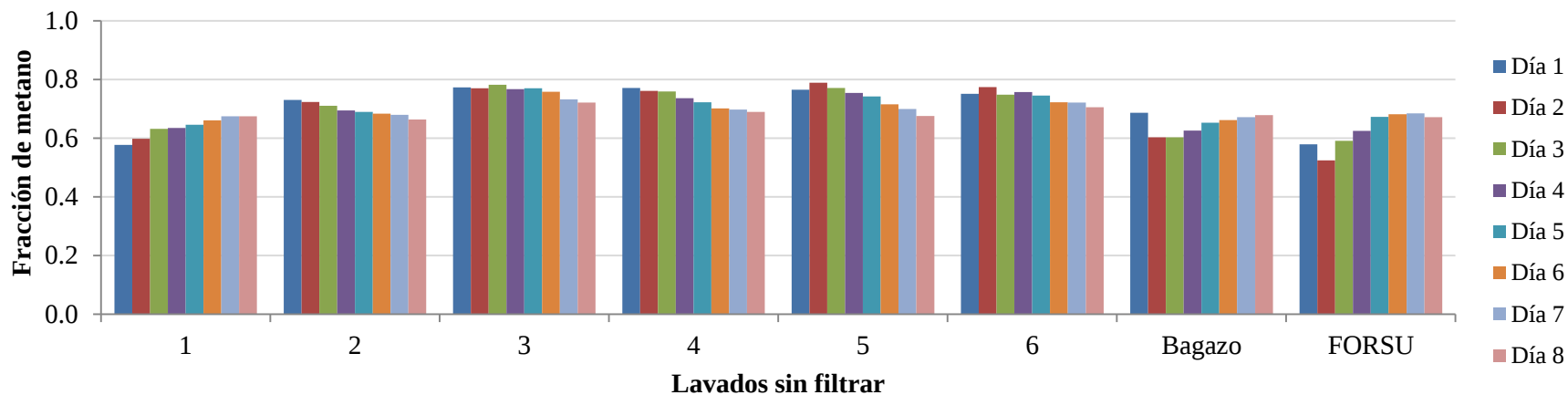


Figura 6.7. Producción específica de metano de los lixiviados.

Las muestras analizadas tienen un comportamiento similar en la composición del biogás, como se puede observar en la Figura 6.8 a), con excepción del primer lavado, bagazo y control. La concentración de metano en el biogás aumenta con el tiempo solamente en el primer lavado, bagazo y control: estas son las muestras que tienen las mayores concentraciones de nutrientes. Las muestras de los lavados 2 a 6 indican un decrecimiento en la concentración de metano conforme transcurre el tiempo. Del segundo al sexto lixiviado se observa que la fracción de metano tiende a disminuir con el tiempo. En el caso de los lixiviados filtrados (Figura 6.8 b)) el comportamiento es similar al de los lixiviados sin filtrar.

a)



b)

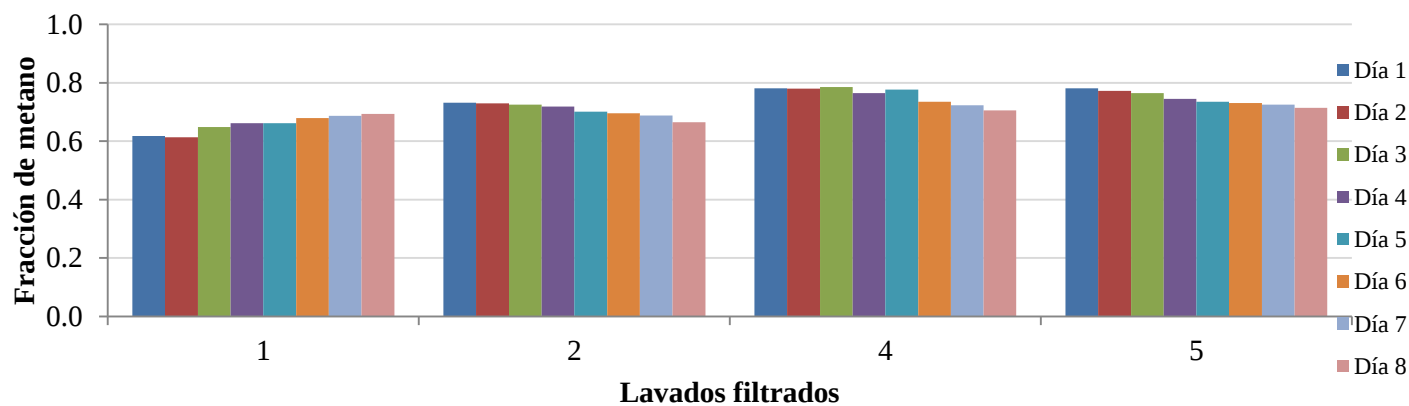


Figura 6.8. Fracción promedio de metano para prueba de lixiviación.

Durante los ocho días de monitoreo la composición presenta diferentes valores. Sin embargo, la tendencia para lixiviados filtrados y no filtrados muestran una disminución en la concentración de metano con el paso del tiempo.

Esto se debe a que en cada lixiviado, la cantidad de material orgánico disponible para el consumo microbiano disminuye, sin embargo, en los primeros cuatro días esta fracción es mayor que en las muestras de bagazo y control, ya que para los últimos días la tendencia para todos los casos, ya sea lixiviados filtrados o sin filtrar, es similar, con una composición promedio del 66 al 72 % de metano. Teniendo la mayor fracción de metano el quinto lixiviado sin filtrar al segundo día con 0.789.

6.3. Prueba exploratoria de tratamiento térmico con respecto al tiempo

Se realizó una prueba de tratamiento térmico para la FORSU con tres diferentes tiempos de calentamiento (15, 30 y 45 minutos) para dos temperaturas: 120 y 375 °C. Con esta prueba se quiere comprobar si la variable tiempo es un factor importante para el tratamiento térmico y así promover una mayor solubilización del material orgánico y producción de biogás.

Se eligieron la temperatura más baja a la que se quiere hacer el tratamiento, 120 °C, y la temperatura más alta que es de 375 °C. El tratamiento se realizó con una mezcla de 50 g de FORSU y 150 mL de agua destilada, que corresponde a un volumen aproximado de 200 mL. También se hizo un testigo con la misma mezcla por los mismos tiempos a temperatura ambiente. El tiempo de tratamiento se comenzó a contar a partir de que el reactor alcanza la temperatura deseada dentro de la mufla. Las curvas de calentamiento y enfriamiento de los reactores de acero se presentan en las Figuras A1-1 y A1-2 del Anexo 1. Los reactores fueron sacados del horno y se permitió su enfriamiento frente a un ventilador de escritorio para acelerar el proceso a temperatura ambiente.

6.3.1. Demanda química de oxígeno

Los resultados de las determinaciones de DQO se muestran en la Tabla 6.6, en la cual se observa que la DQO total es similar en todas las muestras. Sin embargo, en la DQO disuelta existe una ligera diferencia para cada una de las temperaturas, en especial para la más alta de 375 °C. El aumento de la DQO disuelta del testigo con el tratamiento a 120°C es de aproximadamente 5 % y del tratamiento a 120°C con el de 375 °C el aumento es notable, de aproximadamente el 30 %. A 375 °C el agua está en estado supercrítico, lo que la hace un fuerte oxidante.

El aumento en la DQO disuelta para los 375 °C tomando en cuenta el control a los 15 min es de 35 %, a los 30 min de 40 % y para los 45 min de 46 %. Para los 120 °C a los 15 min es de 5 %, a los 30 min de 10 % y para los 45 min de 6 %. La parte suspendida corresponde a la

diferencia entre la DQO total y la disuelta. En la Figura 6.9 se muestra el comportamiento de la DQO disuelta para cada tratamiento.

Tabla 6.6. Demanda química de oxígeno total, disuelta y suspendida.

Temperatura (°C)	Tiempo (min)	DQO _T (mg/kg)	DQO _D (mg/kg)	DQO _S (mg/kg)	DQO _D /DQO _T
22	15	222,887	69,457	153,430	0.312
22	30	230,049	72,004	158,046	0.313
22	45	227,980	71,686	156,295	0.314
120	15	223,205	72,959	150,247	0.327
120	30	217,476	79,166	138,310	0.364
120	45	210,950	76,301	134,649	0.362
375	15	231,163	93,968	137,196	0.406
375	30	223,524	100,653	122,871	0.450
375	45	236,575	104,472	132,102	0.442

La relación de DQO disuelta a total también muestra una diferencia de la temperatura más alta con respecto al control: para los 15 min tiene un aumento de 30 %, para los 30 min de 44 % y para los 45 min de 40 %, indicando un ligero aumento para el tiempo de 30 min. Para la temperatura de 120 °C a los 15 min presenta un aumento de 5 % y para los 30 y 45 min, en promedio tiene un aumento del 16 % para ambos casos.

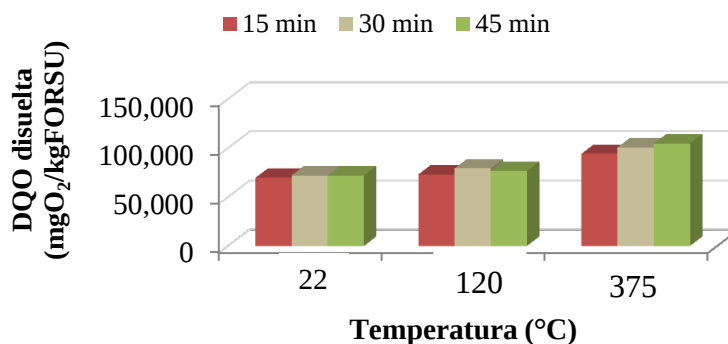


Figura 6.9. Comportamiento de la DQO disuelta a cada temperatura y tiempo del tratamiento.

Analizando los diferentes tiempos en cada una de las dos temperaturas, se puede observar una ligera diferencia entre la relación de DQO disuelta y total para el tiempo de 30 min. Para la temperatura de 120 °C hay una diferencia del 10 % de los 15 a los 30 min y un 0.5 % de diferencia entre los 30 y los 45 min. Para la temperatura de 375 °C existe una diferencia del 10 % de los 15 a los 30 min y de 2 % de los 30 a los 45 min. Prácticamente la relación es similar para los 30 y 45 min en ambos casos. Estos resultados se analizaron estadísticamente y se

encontró que no hay diferencia significativa entre los tiempos a las temperaturas analizadas (Anexo 2, Tabla A2-1).

6.3.2. Sólidos

De manera similar a la DQO, los sólidos totales son similares en todas las muestras (tabla 6.7). Sin embargo, en los sólidos disueltos se observan diferencias entre las temperaturas de 22 °C y la de 375 °C; los SDV aumentan en 35 % para 15 min, en 44 % para 30 min y en 41 % para 45 min. Para la temperatura de 120 °C hay un aumento en 3, 5 y 11 % a los 15, 30 y 45 minutos, respectivamente, con respecto al testigo a temperatura ambiente. El mayor aumento se observa para la temperatura de 375 °C a los 30 minutos. En la Figura 6.10 se muestra el comportamiento de los sólidos disueltos para cada temperatura y a cada tiempo.

Tabla 6.7. Determinación de sólidos para las diferentes temperaturas y tiempos.

Temperatura (°C)	Tiempo (min)	STT (mg/kg)	STF (mg/kg)	STV (mg/kg)	SDT (mg/kg)	SDF (mg/kg)	SDV (mg/kg)	SDT/STT
22	15	204,800	50,085	154,715	56,780	10,870	45,910	0.277
22	30	202,453	50,850	151,603	56,550	10,710	45,840	0.279
22	45	201,050	51,945	149,105	57,320	11,920	45,400	0.285
120	15	202,830	51,630	151,200	60,050	12,830	47,220	0.296
120	30	203,680	53,520	150,160	60,130	11,900	48,230	0.295
120	45	198,503	52,020	146,483	61,850	11,300	50,550	0.312
375	15	190,630	47,740	142,890	76,160	14,350	61,810	0.400
375	30	211,000	56,060	154,940	81,660	15,890	65,770	0.387
375	45	197,340	54,130	143,210	82,140	18,210	63,930	0.416

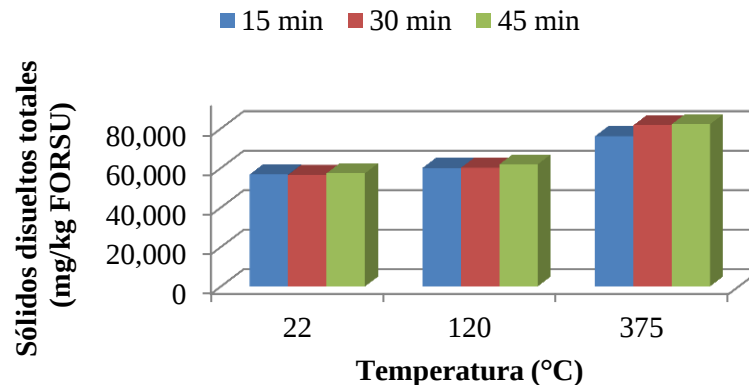


Figura 6.10. Comportamiento de los sólidos a cada temperatura y tiempo.

La diferencia que existe entre los diferentes tiempos para los SDV a la temperatura de 375 °C es de 6 % entre los 15 y 30 min y de 3 % entre los 30 y 45 min, mientras que para los 120 °C es de 2 % entre los 15 y 30 min y de 5 % entre los 30 y 45 min. No se observan diferencias

notorias entre los diferentes tiempos, la mayoría inferiores al 5 % con excepción de la temperatura de 375 °C entre 15 y 30 min. El análisis estadístico de los resultados de SDT/STT en la Tabla 6.7 no muestra diferencias significativas (Anexo 2, Tabla A2-2)

6.3.3. Prueba del potencial bioquímico de metano

Las muestras tratadas a las tres temperaturas y tiempos se colocaron en el equipo AMPTS para determinar el volumen de biogás generado por las diferentes muestras y determinar si el tiempo es un factor relevante en el tratamiento térmico.

En este caso se colocaron las mezclas de FORSU en relación 1:3 con agua destilada, tratadas cada una por duplicado, junto con un testigo y un control (sin tratamiento). La prueba se realizó durante once días y un monitoreo de composición de biogás por ocho días. Sin embargo, durante la prueba surgió un problema y el equipo no contabilizó la producción del séptimo día y parte del octavo, lo cual se debió a una falla en la energía eléctrica, ya que el registro se monitorea en una computadora que requiere suministro ininterrumpido de corriente eléctrica. Con los datos que se obtuvieron a los once días se hizo un ajuste, restando la diferencia de los días sin contabilizar de los siguientes días, obteniéndose así datos experimentales sólo para nueve días (Figura 6.11).

La Tabla 6.8 muestra la producción neta de biogás normalizada al octavo día por kg de SV, así como la producción específica de metano. La Figura 6.11 muestra el comportamiento en la producción neta de biogás de cada una de las muestras. En esta figura se observa que, con excepción de las muestras a 375 °C de 30 y 45 min, la producción de biogás no presenta variaciones con respecto al control.

Tabla 6.8. Producción específica de biogás y metano.

Tratamiento	Producción de biogás a 8 días (Nm ³ /kgSV)	Producción específica de metano a 8 días (Nm ³ /kgSV)
Control, 22°C	0.706	0.348
15min, 120°C	0.709	0.352
30min, 120°C	0.746	0.348
45min, 120°C	0.676	0.338
15min, 375°C	0.732	0.304
30min, 375°C	0.631	0.357
45min, 375°C	0.558	0.277

La producción de biogás de la muestra a la temperatura de 120°C, 15 min, permanece similar al control y aumenta con el tiempo en 6 % a 30 min y disminuye 4 % a los 45 min con respecto al control. Para la temperatura de 375 °C el aumento de producción de biogás

respecto al control a los 15 min es de 4 % y, para los 30 y 45 min, se registró una reducción del 11 % y 21 %, respectivamente, teniendo a los 45 min de calentamiento a 375 °C un resultado desfavorable en cuanto a producción de biogás. Para el calentamiento a 375 °C, conforme aumenta el tiempo de calentamiento, disminuye la producción de biogás.

En la Figura 6.12 se muestra la producción específica de metano, esta producción está relacionada con la producción neta de biogás. Como se muestra en la Tabla 6.8, la producción a los ocho días de análisis, muestra una mayor producción de metano para las muestras de 15 min a 120 °C y a los 30 min a 375 °C con un aumento con respecto al control de 1.1 % y 2.6 % respectivamente. De una manera similar a las curvas en la Figura 6.11, las curvas en la Figura 6.12, con excepción de las muestras a 375 °C a 30 y 45 min, no presentan cambios significativos entre ellas.

Las muestras de biogás fueron inyectadas en un cromatógrafo de gases para analizar su composición. Las Figuras 6.13 a) y b) muestran la fracción de metano para 120 y 375 °C.

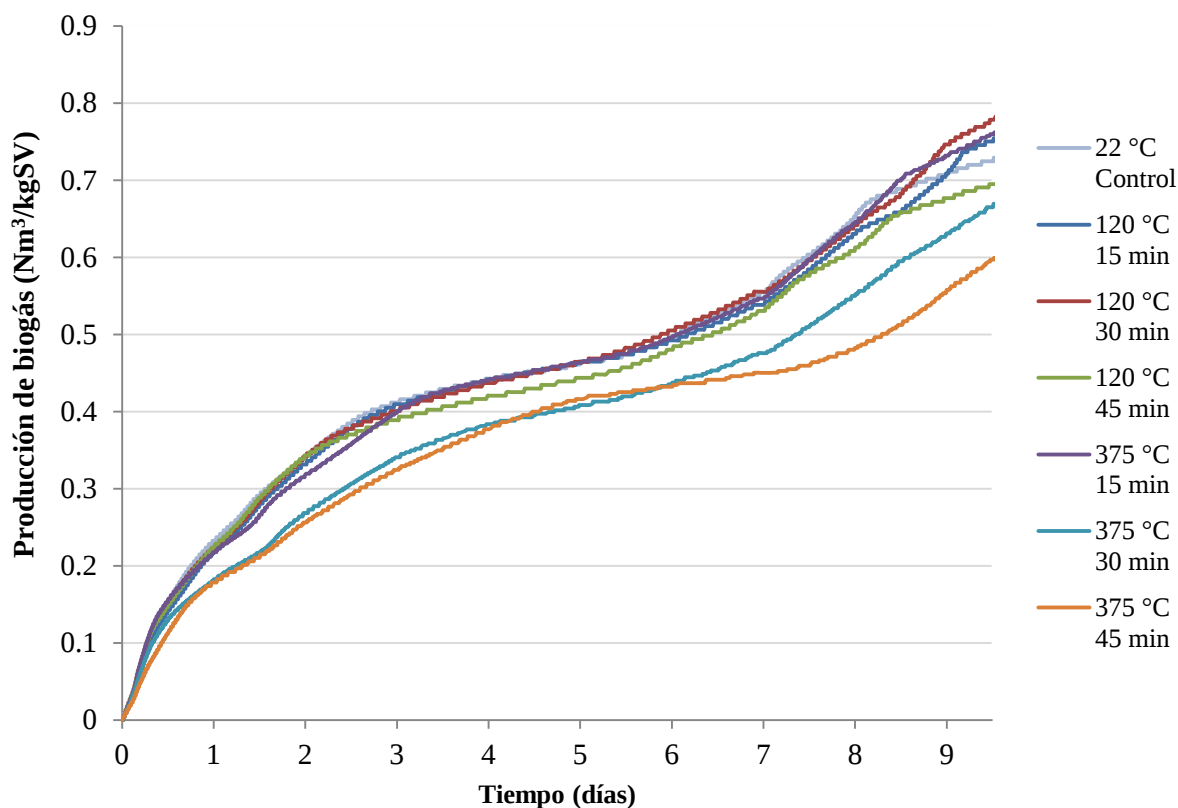


Figura 6.11. Producción específica de biogás para la prueba de tratamiento térmico a diferentes tiempos.

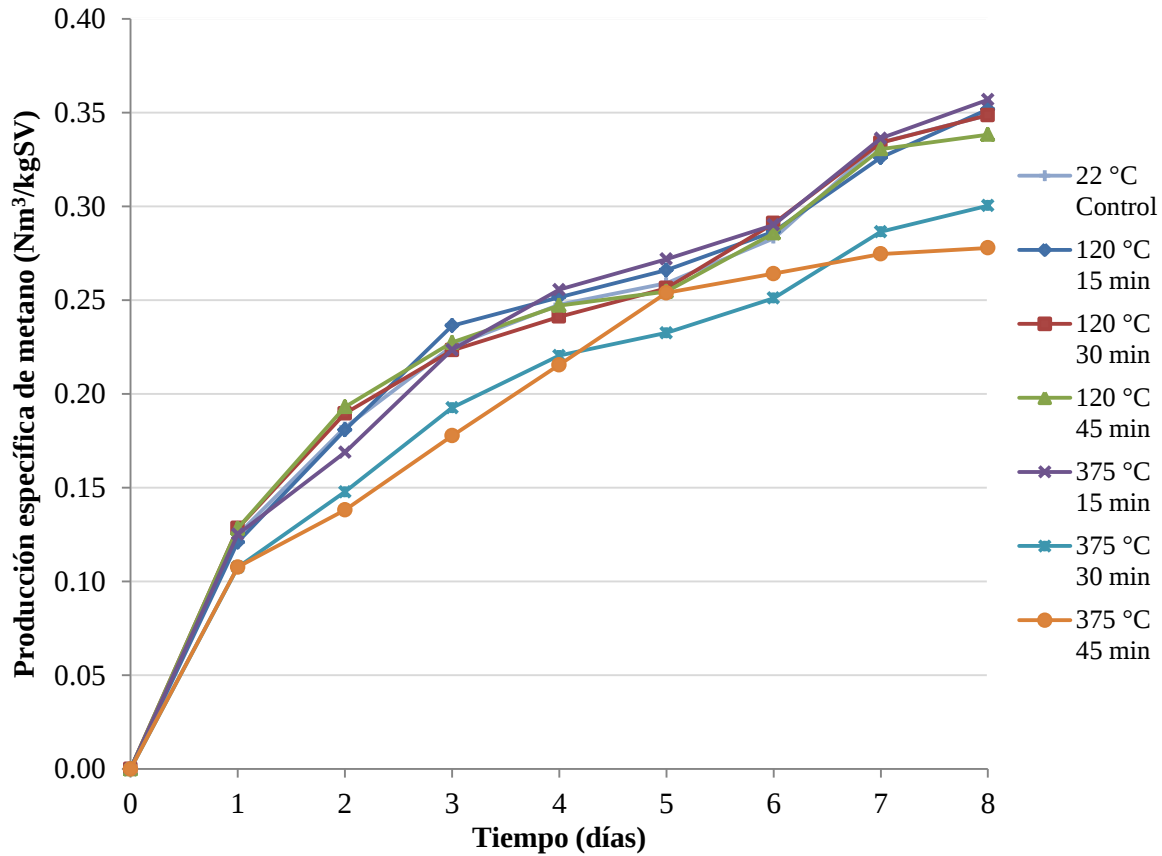


Figura 6.12. Producción específica de metano para la prueba de tratamiento térmico a diferentes tiempos.

La Figura 6.13 muestra que todas las pruebas se comportan de la misma manera, independientemente de la temperatura o la duración: Aumenta la concentración de metano conforme pasan los días de 0.56 a 0.65, contra las fracciones que muestra el control que van de un 0.54 a 0.63. Y en la Figura 6.13 b) se observa que en el primer día existe un aumento en la fracción a los 30 min del 11 % con respecto al control, y conforme pasan los días estas fracciones aumentan de un 0.60 a un 0.65.

Entre los tiempos para cada una de las temperaturas se observa que no hay diferencia para los 15, 30 y 45 min a los 120 °C y para los 15, 30 y 45 min a los 375 °C hay una diferencia en promedio del 3 %.

Con estos resultados obtenidos y el análisis estadístico realizado no se encuentran diferencias significativas para los tiempos utilizados.

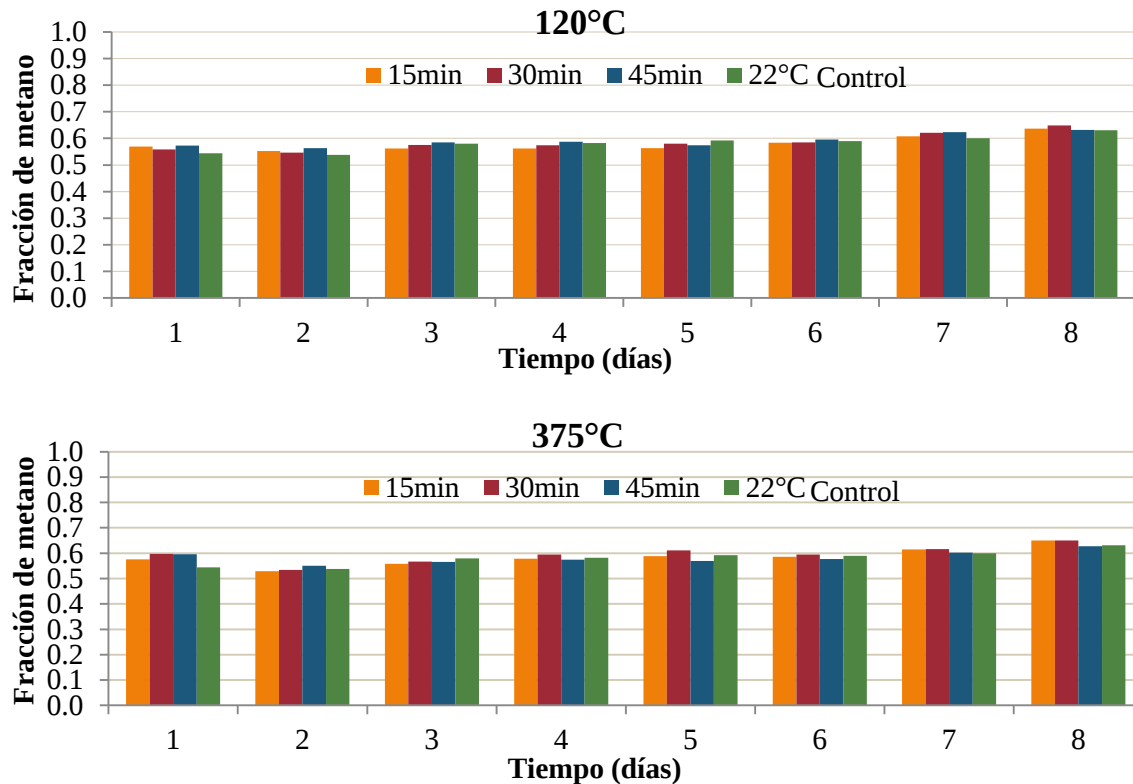


Figura 6.13. Fracción promedio de metano para prueba de tratamiento térmico a diferentes tiempos.

Con base en estos resultados y debido a que no se observan diferencias significativas entre los tiempos, por fines prácticos para calentar y enfriar los frascos, se seleccionó el tiempo de 30 min para calentamiento de los reactores para realizar las subsecuentes pruebas.

6.4. Tratamiento térmico - hidrotermólisis

Tomando en cuenta el análisis que se hizo con la prueba de lixiviación y con la prueba exploratoria de tiempos, se realizó el pretratamiento térmico (hidrotérmico), para favorecer la hidrólisis y lograr una mejor solubilización de las sustancias contenidas en la FORSU.

Las temperaturas a las que se realizó esta prueba se tomaron de acuerdo con lo presentado en el capítulo 4. La temperatura más baja es la de 120 °C aumentando con intervalos de 40 °C hasta llegar a los 320 °C. Estas temperaturas son algunas de las utilizadas en pruebas de hidrólisis para mejorar la hidrólisis de compuestos orgánicos por Wenzhi *et al*, 2008. Además se utilizó una temperatura a condiciones supercríticas, a 375 °C. Las relaciones FORSU:agua destilada fueron 1:3 en todos los casos con 50 g FORSU y 150 mL agua destilada. El tiempo de calentamiento para todas las temperaturas fue de 30 minutos.

6.4.1. Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno

La Tabla 6.9 y la Figura 6.14 muestran la DQO de las muestras total (FORSU), disuelta (lixiviado) y suspendida (bagazo), así como la relación de disueltos a totales después del tratamiento térmico. La DQO total de todas las muestras tratadas es similar a la que se tiene en la muestra sin tratar (control). La mayor diferencia se observa en la DQO disuelta de los lixiviados, en particular para la muestra tratada a los 375 °C, la cual disminuye 6 % con respecto al control. Lo mismo se observa en la relación DQO disuelta y total, teniendo la muestra tratada a los 375 °C la menor relación. La mejor relación de DQO_D/DQO_T es de 0.364 para la muestra tratada a 160 °C.

Tabla 6.9. DQO después del tratamiento térmico.

Temperatura (°C)	$DQO_{T(FORSU)}$ (mgO ₂ /kg)	$DQO_D(Lixiviado)$ (mgO ₂ /kg)	$DQO_S(Bagazo)$ (mgO ₂ /kg)	DQO_D/DQO_T
22	301,242	103,510	195,560	0.344
120	305,699	103,191	203,836	0.338
160	289,783	105,420	184,737	0.364
200	294,876	101,600	194,923	0.345
240	306,335	102,555	204,473	0.335
280	289,146	100,008	191,103	0.346
320	298,059	100,645	198,743	0.338
375	294,239	97,143	197,470	0.330

La Figura 6.12 muestra que las diferencias entre los tratamientos a diferentes temperaturas son despreciables y se concluye que la temperatura no afecta significativamente la disolución de sustancias orgánicas.

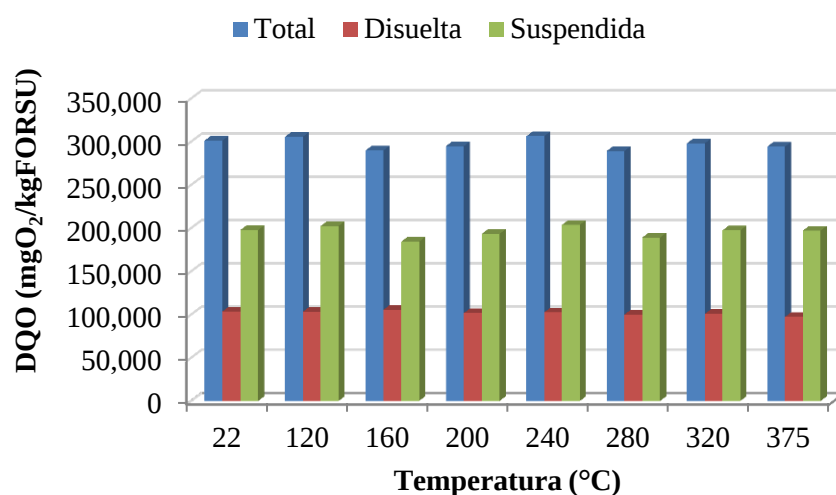


Figura 6.14. DQO de las muestras tratadas a diferentes temperaturas.

La Tabla 6.10 presenta los valores de DBO resultantes del tratamiento térmico a diferentes temperaturas para la FORSU, la fracción soluble y el bagazo como fracción sólida. Los valores de DBO presentan un comportamiento similar al de la DQO. En el caso de la DQO total se observa un aumento aproximado del 10 % con respecto al control para los casos de 160 a 280 °C. Para los casos de 200, 160 y 240 °C la DBO disuelta aumenta en 25 % con respecto al control. Los bagazos no presentan cambios significativos por el tratamiento térmico.

La relación DBO/DQO es un indicador de la biodegradabilidad aerobia de las muestra. Al aumentar la relación DBO/DQO, el contenido de material biodegradable, por vía aerobia, también lo hace (Tabla 6.10). Para la muestra sin tratar (control a 22 °C) se observa una relación DBO/DQO totales de 0.372 mientras que para las muestras tratadas se observa un ligero aumento que va de 0.407 a 0.443, siendo el mayor para el pretratamiento a los 160 °C. Para la parte disuelta se observa una relación DBO/DQO en la muestra sin tratar de 0.541 y para las muestras tratadas va de 0.560 a 0.715 lo que indica que el material biodegradable bajo condiciones aerobias aumenta con el tratamiento térmico. Para los bagazos (relación DBO_S/DQO_S) se observan valores que no cambian significativamente con respecto a la FORSU.

Tabla 6.10. DBO y relación DBO/DQO para los pretratamientos térmicos.

Temperaturas (°C)	$DBO_T(FORSU)$ (mgO ₂ /kg)	$DBO_D(Lixiviado)$ (mgO ₂ /kg)	$DBO_S(Bagazo)$ (mgO ₂ /kg)	DBO_T/DQO_T	DBO_D/DQO_D	DBO_S/DQO_S
22	112,800	56,082	56,104	0.372	0.541	0.287
120	120,080	56,088	59,232	0.414	0.560	0.291
160	128,016	72,168	56,161	0.443	0.709	0.304
200	128,160	64,083	58,482	0.429	0.624	0.300
240	128,880	72,880	56,080	0.419	0.715	0.274
280	128,096	72,824	56,032	0.418	0.683	0.293
320	120,081	72,161	55,282	0.407	0.698	0.278
375	120,168	64,016	56,017	0.408	0.659	0.284

Los valores en las relaciones de DBO_T/DQO_T y DBO_D/DQO_D , se analizaron estadísticamente y se encontraron valores significativamente diferentes entre las temperaturas de 120, 160, 200, 280 y 320 °C (Anexo 2, Tabla A2-3) para la relación DBO_T/DQO_T y diferencia significativa para todas las temperaturas en la relación DBO_D/DQO_D (Anexo 2, Tabla A2-4).

6.4.2. Sólidos

Los datos obtenidos se muestran en la Tabla 6.11. En teoría los valores de los sólidos totales no deben cambiar al encontrarse en un recipiente cerrado sin la oportunidad de que escapen los sólidos. El aumento de los valores de los sólidos totales de la muestra tratada a 160 °C se

considera un error experimental debido al método analítico o a que la muestra incluyó partículas de tierra o arena ya que el valor realmente elevado corresponde a los sólidos totales fijos de la muestra. Los STV, que representan el material orgánico, se observan con un mayor aumento para la muestra tratada a los 120 °C con 8.3 % más que el control.

En los SDT se observa un aumento del 5 % para la muestra tratada a los 160 °C con respecto al control. Esta muestra tiene la mayor diferencia con respecto al control y a las otras muestras. La muestra a 375 °C muestra un valor de los SDT menor en un 9 % con respecto al control, lo que muestra que esta temperatura no tiene un buen desempeño en incrementar la solubilidad de algunos compuestos orgánicos presentes en la FORSU. La relación SDT/STT (Tabla 6.12), a pesar del ligero aumento en la muestra tratada a 160 °C, es similar en todas las muestras tratadas, que van de 0.309 hasta 0.337.

La parte del material orgánico disuelto, que son los SDV, no presentó un aumento significativo en las muestras analizadas. Al ser el control, muestra sin tratar a 22 °C, el de mayor valor con 50,804 mg/kg, se puede concluir que el tratamiento térmico no contribuye significativamente en la disolución de sustancias orgánicas potencialmente biodegradables.

Para los SDF se observa un incremento del 45 %, en la muestra tratada a 160 °C, con respecto al control y, para la muestra tratada a los 375 °C, se observa un decremento del 6.6 % con respecto al control. Las otras muestras presentan valores similares que van de los 11,025 mg/kg hasta los 17,130 mg/kg.

Tabla 6.11. Determinación de sólidos después del tratamiento térmico.

Temp (°C)	STT (mg/kg)	STV (mg/kg)	STF (mg/kg)	SDT (mg/kg)	SDV (mg/kg)	SDF (mg/kg)	SST (mg/kg)	SSV (mg/kg)	SSF (mg/kg)
22	185,498	135,045	50,452	62,610	50,804	11,807	122,888	84,241	38,645
120	193,275	146,280	46,995	64,005	49,785	14,220	129,270	96,495	32,775
160	202,335	132,870	69,465	65,700	48,570	17,130	136,635	84,300	52,335
200	193,305	145,365	47,940	62,535	47,280	15,255	130,770	98,085	32,685
240	188,055	139,860	48,195	62,400	48,495	13,905	125,655	91,365	34,290
280	187,320	134,415	52,905	61,695	47,625	14,070	125,625	86,790	38,835
320	183,173	137,145	46,028	60,450	46,830	13,620	122,723	90,315	32,408
375	184,695	131,385	53,310	57,210	46,185	11,025	127,485	85,200	42,285

El mayor contenido de sólidos suspendidos totales (SST) lo tiene la muestra tratada a 160 °C con 136,635 mg/kg, siendo la de menor contenido la muestra tratada a los 320 °C con 122,723

mg/kg. Era de esperarse que, a mayor temperatura, se lleve a cabo una mayor disolución de sólidos, y así es en este caso.

En los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se observa un aumento en la muestra tratada a los 200 °C con un aumento del 11.6 % respecto al control y la muestra tratada a los 375 °C obtuvo una ligera disminución del 1.4 % respecto al control. Las otras muestras tratadas a las diferentes temperaturas, muestran un aumento respecto al control del 0.3 % al 11 %. La relación SSV/SST que representa el material orgánico presente en la muestra con respecto al total, muestra una mejor relación para la muestra tratada a los 200 °C y la menor relación está representada por la muestra tratada a los 160 °C.

El material inorgánico representado en los sólidos suspendidos fijos (SSF) tiene valores similares en todas las muestras tratadas, todas con una disminución en la cantidad de SSF con respecto al control que va del 1.1 % a los 21.9 %, sin embargo hay un aumento en la muestra tratada a los 375 °C con respecto al control del 8.3 %.

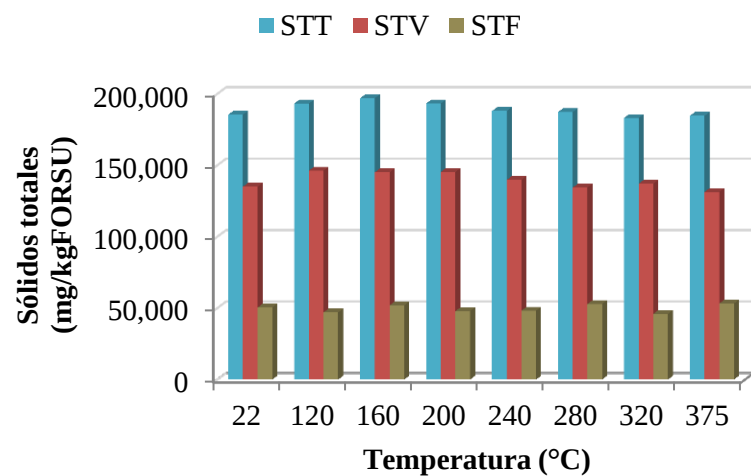
Todas las relaciones de los sólidos totales, disueltos y suspendidos se pueden observar en la Figura 6.15.

Tabla 6.12. Relaciones de sólidos después del tratamiento térmico.

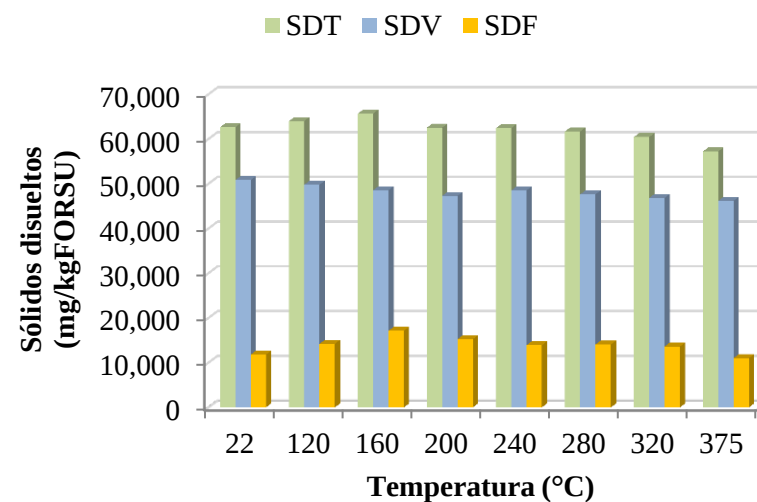
Temp (°C)	SDT/STT	SDV/STV	SDF/STF	SSV/SST
22	0.337	0.376	0.234	0.685
120	0.331	0.340	0.302	0.746
160	0.324	0.365	0.246	0.616
200	0.323	0.325	0.318	0.750
240	0.331	0.346	0.288	0.727
280	0.329	0.354	0.265	0.690
320	0.330	0.341	0.295	0.735
375	0.309	0.351	0.206	0.668

Estadísticamente se analizó la relación SDT/STT y se encontró que no existe una diferencia significativa en los resultados obtenidos (Anexo 2, Tabla A2-5).

a)



b)



c)

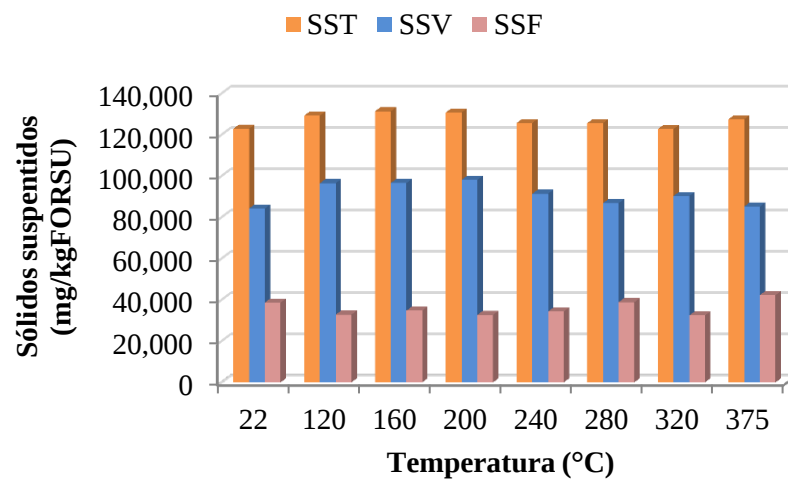


Figura 6.15. Sólidos en muestras tratadas por hidrotermólisis, a) sólidos totales, b) sólidos disueltos y c) sólidos suspendidos.

6.4.3. Nutrientes

Los nutrientes están representados por el nitrógeno y fósforo presentes en la FORSU, y son elementos necesarios para un buen desempeño de los microorganismos. En la Tabla 6.13 se muestran los valores nitrógeno Kjeldahl (N-K) como nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal (N-NH_4), fósforo total (PT) y fósforo como ortofosfatos (P-PO_4^{-3}). El fósforo como ortofosfatos representa la fracción inorgánica soluble del fósforo total.

El nitrógeno amoniacal y los ortofosfatos solamente se encuentran disueltos en agua, así que sólo se determinaron para la fracción de lixiviados.

La finalidad del tratamiento térmico es la solubilización de sustancias en general, siendo el material orgánico el más importante para la digestión anaerobia pero no es posible ignorar la importancia del nitrógeno y fósforo como parte integral del material orgánico.

Se observan valores similares tanto para la muestra sin tratar como para las muestras tratadas con respecto a nitrógeno Kjeldahl y fósforo total. Los valores van desde los 6,989 a 6,854 mg/kg teniendo una diferencia del 1.9 % para N-K y de los 4,355 a 4,082 mg/kg con una diferencia del 6.3 % para el P-T; el valor menor corresponde a la muestra tratada a los 375 °C y la mayor a la muestra tratada a los 120 °C. Esto también se puede observar en la relación N-K/STT y P-T/STT ya que todas las relaciones muestran valores similares.

En el caso de los bagazos existe una ligera diferencia en los valores para el N-K. La diferencia más notoria es la obtenida de la muestra tratada a los 375 °C con una diferencia respecto al control del 11 %, además tiene una relación mayor que las otras de 0.047. Se observa un ligero aumento conforme aumenta la temperatura, con relaciones N-K/STT que van de los 0.042 a los 0.048. Para el caso del P-T se observa un comportamiento similar, con una mayor relación P-T/STT de 0.29 tratada a los 320 °C.

En la parte disuelta, que corresponde a los lixiviados, se observa un mayor contenido de N-K para la muestra tratada a los 160 °C con una relación N-K/STT de 0.30. La relación $\text{N-NH}_4/\text{N-K}$ en la misma muestra representa el 0.25 por lo que el contenido en la fracción orgánica soluble corresponde al 75 %. El mayor valor en la relación $\text{N-NH}_4/\text{N-K}$ fue para la muestra tratada a los 200 °C con el 26 %. En cuanto al P-T y P-PO_4^{-3} los datos muestran un ligero aumento conforme aumenta la temperatura; los mayores valores los tiene la muestra tratada a 375 °C con una relación $\text{P-PO}_4^{-3}/\text{P-T}$ de 0.85, por lo que la forma orgánica sólo representa el 15 %.

Tabla 6.13. Nitrógeno y fósforo presentes en las muestras tratadas.

	Temperaturas (°C)							
	22	120	160	200	240	280	320	375
FORSU								
N-Kjeldahl (mg/kg)	6,877	6,944	6,989	6,966	6,978	6,969	6,854	6,866
N-K/STT	0.037	0.036	0.035	0.036	0.037	0.037	0.037	0.037
P-Total (mg/kg)	4,173	4,355	4,264	4,218	4,236	4,273	4,245	4,082
P-T/STT	0.022	0.023	0.022	0.022	0.023	0.023	0.023	0.022
Bagazo								
N Kjeldahl (mg/kg)	5,398	5,645	5,600	5,656	5,622	5,779	5,891	6,003
N-K/STT	0.043	0.044	0.043	0.042	0.044	0.046	0.048	0.047
P Total (mg/kg)	3,355	3,364	3,382	3,455	3,527	3,564	3,600	3,591
P-T/STT	0.027	0.026	0.026	0.025	0.027	0.028	0.029	0.028
Lixiviado								
N Kjeldahl (mg/kg)	1,837	1,882	1,949	1,926	1,904	1,915	1,859	1,814
N-K/STT	0.029	0.029	0.030	0.031	0.031	0.031	0.031	0.032
N-NH ₄ (mg/kg)	459	465	498	504	501	500	476	448
P Total (mg/kg)	1,655	1,645	1,659	1,661	1,664	1,666	1,665	1,663
P-T/STT	0.026	0.026	0.025	0.027	0.027	0.027	0.028	0.029
P-PO ₄ ⁻³ (mg/kg)	1,264	1,273	1,291	1,355	1,400	1,409	1,418	1,423

6.4.4. Fibras

El contenido de fibras que tiene la FORSU (principalmente celulosa, hemicelulosa y lignina) dificultan la degradación biológica haciendo la hidrólisis el paso limitante en el proceso de digestión anaerobia (Cuervo, 2009).

Uno de los principales motivos del pretratamiento térmico de la FORSU es hidrolizar el material lignocelulósico y convertirlo en componentes de fácil biodegradación, como se muestra en la Figura 4.1. Las determinaciones de fibras realizadas a la FORSU se basan en métodos gravimétricos utilizados en análisis para alimentos; la técnica se muestra en la Tabla 5.1. En la Tabla 6.14 se muestran los datos obtenidos para cada una de las muestras.

Figura 6.14. Fibras en las muestras tratadas y sin tratar.

Temperatura (°C)	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)
22	14.66	5.52	11.36
120	14.13	5.21	11.32
160	13.87	6.26	11.34
200	13.70	6.86	11.31
240	13.73	6.45	11.35
280	13.67	6.70	11.32
320	13.79	5.95	11.35
375	13.96	6.69	11.31

De acuerdo con la Tabla 6.14, para el caso del material lignocelulósico, no hubo grandes diferencias entre las muestras analizadas. Para las muestras tratadas de los 160 °C a los 280 °C hubo una ligera disminución en el contenido de celulosa del 5 % y un aumento en hemicelulosa del 20 %, todas con respecto al control.

En el contenido de lignina se observaron datos similares entre todas las muestras. Pudo deberse a que la temperatura utilizada para el pretratamiento no fue suficiente para romper las cadenas del compuesto. Como se muestra en la Figura 4.3, la temperatura máxima para la degradación de la lignina es 457 °C.

6.4.5. Prueba del potencial bioquímico de metano

La prueba de producción de biogás duró 12 días. En la Figura 6.16 se muestran las curvas de producción neta de biogás para cada muestra tratada. Se observa una gran producción de biogás durante los primeros 2 días, en la cual el comportamiento en la producción de biogás para todas las muestras es similar. Durante estos dos días se produjo aproximadamente el 60 % del biogás obtenido para todas las muestras a los 12 días de prueba. Esta etapa se relaciona con la presencia de sustratos solubles fácilmente biodegradables.

En la Figura 6.16 se observa un comportamiento diáuxico para las muestras analizadas; este comportamiento lo dio a conocer Jacques Monod en 1941. Se describe como el crecimiento de los microorganismos en dos fases, en un proceso *batch*, cuando metabolizan una mezcla de por lo menos dos tipos de azúcares. Los microorganismos comúnmente consumen y metabolizan los azúcares en forma secuencial, resultando en un crecimiento en dos o más fases. Durante la primera fase, los microorganismos prefieren metabolizar el azúcar en el cual pueden tener un crecimiento más rápido; cuando se termina el consumo del primer azúcar, viene un período de “estabilización” en el cual los microorganismos producen las enzimas necesarias para metabolizar el segundo azúcar (Legout, 2010).

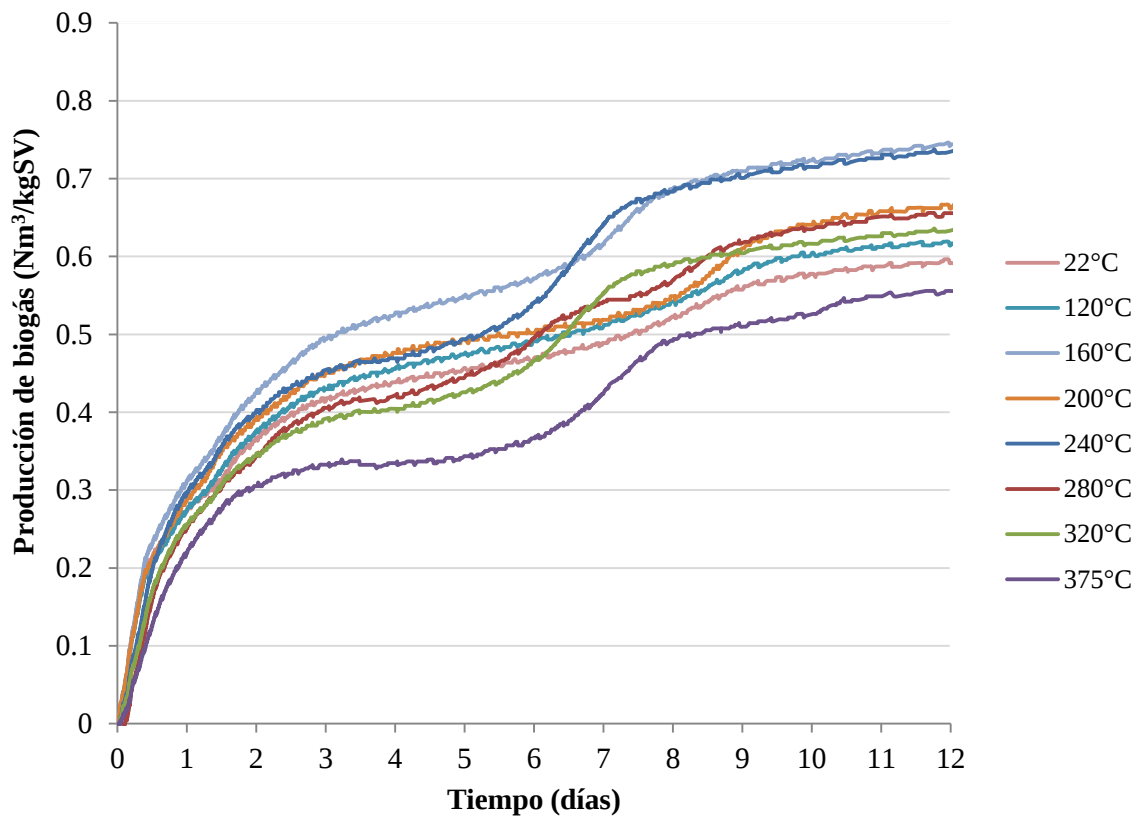


Figura 6.16. Producción neta de biogás para las muestras tratadas.

Muestras de biogás fueron analizadas diariamente por cromatografía para conocer la concentración de metano en el biogás y así calcular la producción específica de metano. Las curvas de la producción de metano se muestran en la Figura 6.17. La producción final de metano se muestra en la Tabla 6.15. Se observa que, en el caso de producción de biogás, las temperaturas de pretratamiento que mejores resultados produjeron fueron 160, 200, 240 y 280 °C. La muestra tratada a 160 °C tiene el mayor valor, con un aumento de 26 % con respecto al control. La muestra tratada a 375 °C tuvo un decremento de 7 % en la producción de biogás con respecto al control.

Lo que realmente interesa es la producción específica de metano. Las muestras que mayor producción tuvieron fueron las tratadas a 120, 160, 200, 240 y 280 °C; la de mayor producción fue la tratada a una temperatura de 160 °C con 0.537 Nm³/kgSV, lo cual representa un aumento de 34 % con respecto al control. Todas las muestras tratadas tuvieron un ligero aumento en la producción de metano, a excepción de la muestra tratada a 375 °C con 0.350 Nm³/kgSV.

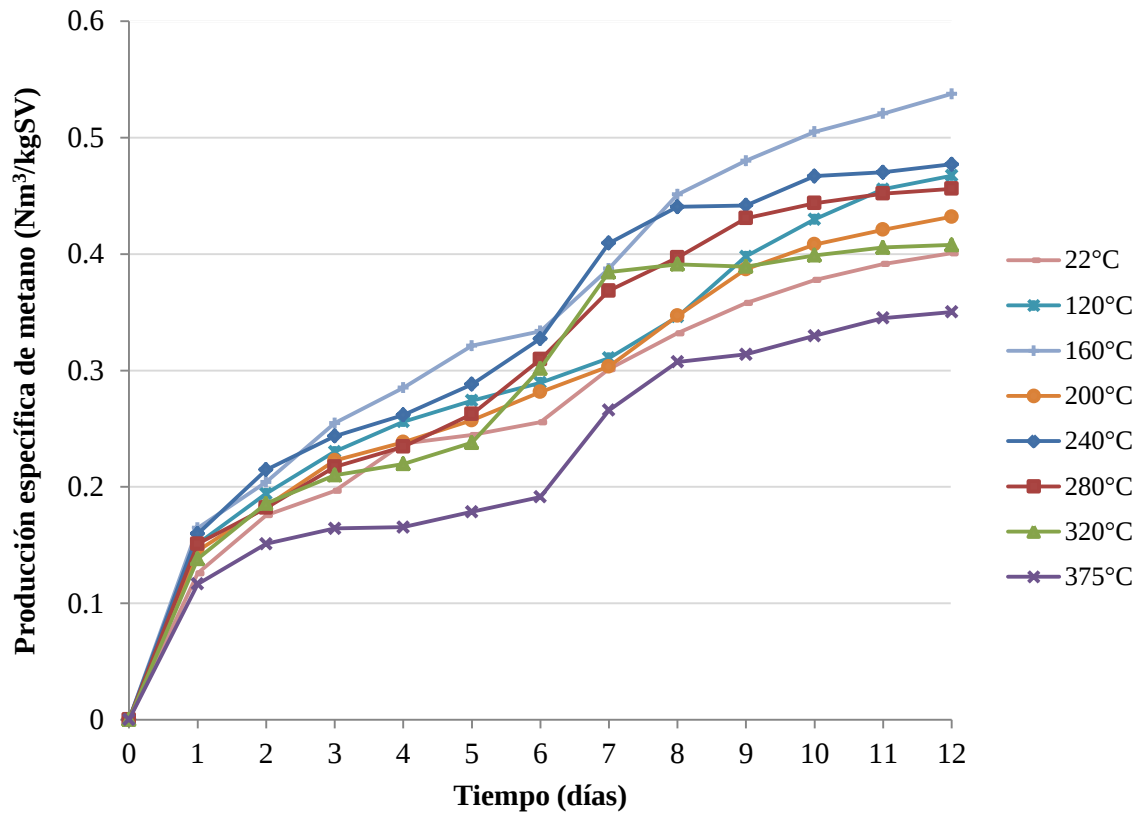


Figura 6.17. Producción específica de metano en las muestras tratadas.

Tabla 6.15. Producción neta de biogás y producción específica de metano.

Temperatura (°C)	Producción neta de biogás a los 12 días (Nm³/kgSV)	Producción específica de metano a los 12 días (Nm³/kgSV)
22	0.593	0.401
120	0.616	0.467
160	0.744	0.537
200	0.651	0.432
240	0.733	0.477
280	0.656	0.456
320	0.632	0.408
375	0.553	0.350

La diferencia entre la mayor y la menor producción de metano es entre la muestra tratada a 160 °C y la tratada a 375 °C con un 25 %. Los pretratamientos con temperaturas menores a los 375 °C tienen mejor producción de biogás, en especial de los 160 a 280 °C.

La Figura 6.18, muestra la composición del biogás generado. En esta figura se muestran los valores de las muestras tratadas, cada una con su composición durante los doce días. En general las muestras presentan un aumento en la fracción de metano conforme pasan los días. Para las muestras tratadas a 120, 160 y 200 °C se observa que la concentración de metano continúa aumentando hasta el último día. Las muestras tratadas a 280, 320 y 375 °C tienen un comportamiento casi constante a partir del día 7.

La muestra sin tratamiento (control a 22 °C) comienza el primer día con una fracción del 0.52 y las muestras tratadas, en general, comienzan con un valor promedio de 0.57, lo cual representa un ligero incremento del 10 %. El control termina con una fracción de 0.67 y la muestra tratada a 160 °C, la cual es la que presentó la mayor concentración, termina con 0.703, un incremento del 5 %. La muestra tratada a 375 °C, como en la mayoría de las pruebas realizadas, muestra una disminución en la concentración del 1.5 %.

La muestra tratada a 160 °C mostró, al final de los 12 días, un valor de 0.703, lo que equivale al 70 % del volumen del biogás: este valor es más alto del reportado en literatura que va de los 55 a 60 % de metano (Mata-Alvarez, 2003).

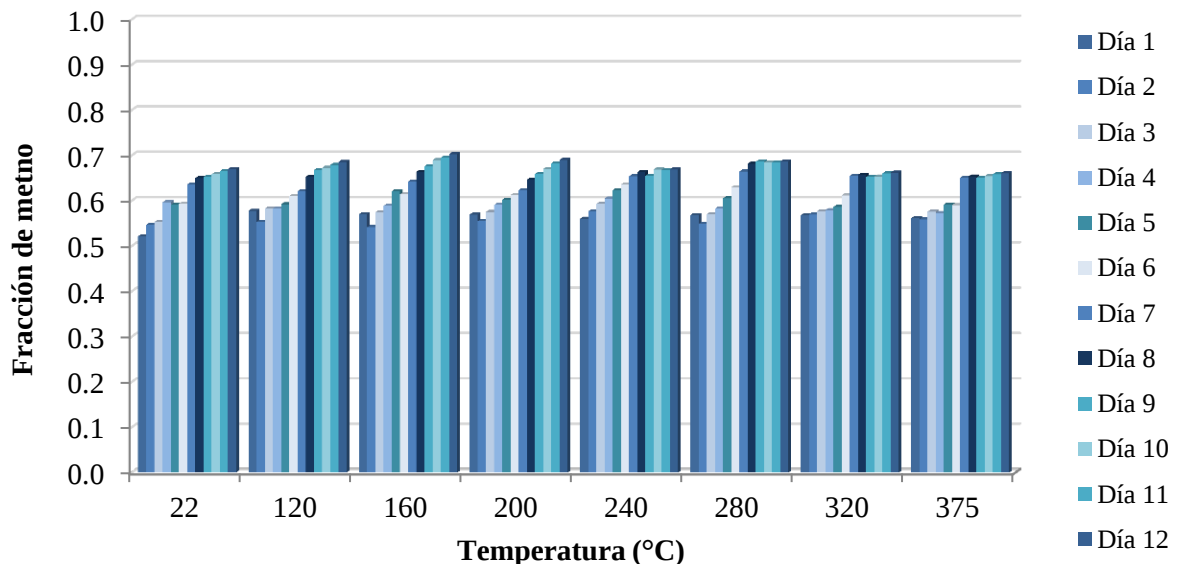


Figura 6.18. Concentración de metano en el biogás.

Sandip, *et al.* 2012, con objeto de incrementar la producción de metano en dos reactores, uno trabajando con residuos sólidos urbanos mixtos y otro con residuos compostables, mostraron un pico en la concentración de metano del 69.5 % a los 30 días de operación, lo que también muestra que la composición obtenida en este trabajo, del 70 %, es un buen resultado para incrementar su producción.

7. CONCLUSIONES

Debido a que la relación DBO/DQO de la FORSU es de 0.36, se concluye que aproximadamente la tercera parte de la FORSU es biodegradable bajo condiciones aerobias.

Existe un 31.5 % de material lignocelulósico presente en la FORSU, dando un 14.6 % en celulosa y un 11.4 % de lignina principalmente.

-De acuerdo con la prueba de lixiviación se puede concluir lo siguiente:

Por medio de una primera lixiviación es posible arrastrar con agua el 24 % de la DQO total, de la cual solamente el 3 % es material en suspensión. Por medio de otros 5 lavados o lixivaciones es posible extraer un 15 % de la DQO. Esto indica que una fracción importante de la FORSU es soluble en agua.

Por medio de un primer lavado es posible lixiviar con agua el 21 % de los sólidos totales, de los cuales solamente el 2 % es material en suspensión. Con los subsecuentes 5 lavados o lixivaciones es posible extraer un 10 % de los sólidos totales.

Para los sólidos totales volátiles, el primer lixiviado permite la extracción del 28 % contenido en la FORSU. Comparando este valor con los sólidos totales es posible observar que la fracción orgánica es superior a los totales con una relación STV/STT de 0.8 para el primer lixiviado. Para los sólidos disueltos volátiles sólo en el primer lixiviado existe una extracción considerable, del 12.4 % a partir del valor inicial de la FORSU.

La producción de biogás del bagazo remanente después de seis lavados o lixiviaciones representa el 50 % con respecto a la FORSU. Esto indica que, a pesar de seis lavados, la cantidad de sustancias contenidas en el bagazo, susceptibles de ser transformadas en biogás, es elevada. Del 50 % del biogás producido por las sustancias arrastradas por los lavados, el 29 % con respecto a la FORSU, es producido por las sustancias del primer lavado.

-De acuerdo con la prueba exploratoria de pretratamiento térmico con varios tiempos, se puede concluir lo siguiente:

La duración del calentamiento, entre 15 y 45 minutos, a 120 y a 375 °C, no afecta la cantidad de material disuelto en agua con respecto a la FORSU sin tratamiento.

-De acuerdo con la prueba de pretratamiento térmico para la FORSU, se puede concluir lo siguiente:

Las temperaturas analizadas van de 120 a 375 °C con intervalos de 40 °C (con excepción de la temperatura a los 375 °C), con una duración de 30 min de calentamiento. Considerando la relación DBO/DQO, los mayores valores se observaron para temperaturas entre 160 y 240 °C: para la relación DBO/DQO totales se tuvo un valor de 0.46 y de 0.7 para la relación DBO/DQO disuelta, indicando una excelente biodegradabilidad bajo condiciones aerobias.

Los principales nutrientes analizados, nitrógeno y fósforo, muestran un ligero aumento conforme aumenta la temperatura de pretratamiento. El tratamiento térmico bajo las condiciones establecidas en este trabajo no afectaron significativamente las concentraciones de celulosa, hemicelulosa y lignina.

Las muestras de FORSU tratadas a temperaturas diferentes a 375 °C produjeron más biogás que el control a 22 °C. La mayor producción de biogás se obtuvo con la FORSU tratada a 160 y 240 °C con aproximadamente un 25 % sobre el control. Considerando que el control produjo 0.59 Nm³/kgSV a los 12 días, con excepción del tratamiento a 375 °C, la producción de biogás alcanza entre el 50 y el 60 % del total a los dos días de la digestión anaerobia.

Con excepción del tratamiento a 160 °C que generó la mayor cantidad de metano (0.537 Nm³/kgSV con 70 % en el biogás) y del tratamiento a 375 °C que produjo la menor cantidad de metano (0.350 Nm³/kgSV), los otros tratamientos produjeron metano entre 0 y 18 % sobre el control.

8. REFERENCIAS

- Ahring, B. K. (2003). *Biomethanation II*. In: Schepter, T. (Ed.) *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. Vol. 82. Springer, Berlin.
- AOAC Official Method 2002.04. Amylase-Treated Neutral Detergent Fiber in Feeds. En: AOAC Official Methods of Analysis.
- APDF, Administración Pública del Distrito Federal. (2010). Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos para el Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. México, 13 de Septiembre de 2010.
- APHA, AWWA, WCPF. (1992). Translation of Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th ed. American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. Washington D.C., EEUU.
- Argüelles-Castillo, J.A. (2005). *Estudio de la hidrólisis enzimática en la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos mediante la digestión anaerobia*. Tesis de maestría. Escuela de Ingeniería Química. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga Colombia.
- Bagi, Z., Ács, N., Bálint, B., Harváth, L., Dobó, K., Perei, K.R. (2007). Biotechnological intensification of biogas production. *Applied Microbial Biotechnology*. 76 (8) 473-482.
- Batstone D.J., Jensen, P.D. and Ge, H. (2010). Comparison of methods to assess biosolids anaerobic degradation rate and extent. *Water Science and Technology*. 102 (5) 1513-1520.
- Bipro, R. D., Emhemmed, Y., Nakhla, G., Ray, M. B. (2011). Pretreatment of municipal waste activated sludge for volatile sulfur compounds control in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 102 (4) 3776-3782
- Blischke, J. (2004). Combining anaerobic digestion with enclosed tunnel composting. *BioCycle* 45 (4) 49
- Bougrier, C., Philippe, J., Carrère, H. (2007). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*. 139 (4) 236-244



- Cagnon, B., Py, X., Guillot, A., Stoeckli, F., Chambat, G. (2009). Contributions of hemicellulose, cellulose and lignin to the mass and the porous properties of chars and steam activated carbons from various lignocellulosic precursors. *Bioresource Technology*. 100 (3) 292–298.
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenés, J.P., Steyer, J.P., Ferrer, I., (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials*. 183 (1) 1-15
- Castillo, E., Arellano, V. (2003). *Estudio de las condiciones de operación de la digestión anaerobia de RSU*. Universidad Industrial de Santander. Tesis de Grado. Escuela de Ingeniería Química.
- Chung, Y., Bakalinsky, A., Penner, M. (2005). Enzymatic saccharification and fermentation of xylose-optimized dilute acid-treated lignocellulosic. *Applied Biochemistry*. 12 (6) 947-961.
- Conrad, R., Klose, M., Claus, P., and Enrich-Prast, A. (2010). Methanogenic pathway, ¹³C isotope fractionation, and archaeal community composition in the sediment of two clear water lakes of Amazonia. *Limnol. Oceanogr.* 55 (2) 689-702
- Cuervo, L., Folch, J. L., Quiroz, R. E. (2009). Lignocelulosa Como Fuente de Azúcares Para la Producción de Etanol. Centro de Investigación en Biotecnología, UAEM. Instituto de Biotecnología, UNAM, 13(3), 15.
- De Baere, L. (2006). The Dranco Technology: a unique digestión technology for solid organic waste, *Organic Wastes Systems*. http://www.ows.be/pub/The%20Dranco%20Technology%06_alg.pdf (Consulta: noviembre 2011).
- Dumas, C., Perez, S., Paul, E., Lefebvre, X. (2010). Combined thermophilic aerobic process and conventional anaerobic digestion: Effect on sludge biodegradation and methane production. *Bioresource Technology*. 101 (8) 2629-2636
- Elliott, A., Mahmood, T. (2007). Pretreatment Technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues. *Water Research*. 41 (19) 4273-4286
- Fernández, L.A. (2008). Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. Tesis doctoral. Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, Universidad de Cádiz, España. 442 pp.
- Fernández-Güelfo, L.A., Álvarez-Gallego C., Sales D. and Romero L.I. (2011). The use of thermochemical and biological pretreatments to enhance organic matter hydrolysis and solubilization from organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Chemical Engineering Journal*. 168 (1) 249-254
- Ferrer, I., Ponsa, S., Vazquez, F., Font, X., (2008). Increasing biogas production by thermal (70 °C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal*. 42 (2) 186-192
- Flotats, X., Campos, E. y Bonmati, A. (1997). *Aprovechamiento energético de residuos ganaderos*. Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Tercer curso de Ingeniería Ambiental Universitat de Lleida. 21 pp.
- Foster-Carneiro, T., Perez, M., Romero, L. I., Sales, D. (2007). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*. 98 (4) 3195-3203
- Garcés M de J (2010). Caracterización de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal mediante muestreo para su valorización y disposición final, *tesis de licenciatura*. Facultad de Química, UNAM, México, DF.

- Gerardi, M. (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. Wiley-Interscience, Wastewater Microbiology Series.
- Gujer, W., Zehnder, A.J.B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science Technology*. Vol.15
- Hendriks, A., Zeeman G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 100 (1) 10-18.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D. (2008). Biological wastewater treatment. IWA Publishing, Londres.
- Hessami, M. A., Christensen, S., Gani, R. (1996). Anaerobic digestion of household organic waste to produce biogas. *Renewable Energy*. 9 (1) 954-957
- Iglesias Rodriguez, J., Castrillon, L., Maranon, E., Sastre, H. (1997). Solid State anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste in a pilot-plant scale digester. *Bioresource Technology*. 63 (5) 29-35.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (2011). Información por Entidad, Distrito Federal. <http://buscador.inegi.org.mx/search> (Consulta: noviembre 2011).
- JICA (Agencia de Cooperación Internacional de Japón) GDF (Gobierno del Distrito Federal), (1999). Estudio sobre el manejo de los residuos sólidos para la ciudad de México de los Estados Unidos Mexicanos, Editorial Kokusai Kogyo Co., LTD, México.
- 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
- Karena, O. (2004). Greening waste: anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes, tesis de maestría, *Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, USA, Columbia*.
- Kim, J., Park, C., Kim, T., Lee, M., Kim, S., Kim, SW., Lee, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(3) 271-275.
- KOMPOGAS (2010). Evergreen Energy, The kompogas process. En línea <http://www.evergreenenergy.com.au/SiteMedia/w3svc198/.pdf>. (Consulta: septiembre 2011).
- Legout, S. (2010). Jaques Monod (1910-1976) and his publications in the “Annales de l’Institut Pasteur”. *Research in Microbiology*. 161 (2) 74-76.
- 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
- Lin, JG., Chang, CN., Chang, SC. (1997). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. *Bioresource. Technology*. 62(3) 85–90.
- LGPGIR, Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. (2003). Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación.
- Mata-Alvarez, J. (2003). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing, Barcelona, España.
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S., Astals, S. (2011). Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. Department of Chemical Engineering, University of Barcelona. 31(2):99-111
- Metcalf y Eddy Inc. (2004). Wastewater Engineering Treatment and Reuse. 4a. Edición. Mc Graw-Hill. Nueva York. 1819

- Moeller, Ch. G. E. (1999). Mejoramiento de la digestión anaerobia de lodos residuales primarios por medio de estimulación y pretratamiento. *Tesis Doctoral*. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 112 pp.
- Mora, J. A. (2004). El problema de la basura en la ciudad de México, Fundación de Estudios Urbanos y Metropolitanos.
- Mosier, N., Wyman, C., Dale, B., Elander, R., Lee, Y.Y., Holtzaple, M., Ladish, M. (2005). Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*. 96 (3) 673-686
- Nowak, O., Wandl, G., Svoldal, K. (1999). Long-term experience with biological pretreatment of rendering plant effluent. *Water Science and Technology*. 40 (2) 137-244
- Orta, L. M. T., Saucedo, C. G., Tovar, G. L. R. (2010). Composición y generación de residuos sólidos en la Ciudad de México. *Compilación*. Compiladores: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Politécnico Nacional, Universidad Autónoma de México.
- Palmqvist, E., Hahn-Hägerdal, B. (2000). Fermentation of lignocellulosic hydrolysates: inhibition and detoxification. *Bioresource Technology*. 74 (1) 17-24.
- Pérez, M. S. (2012). *La infraestructura para la confinación y tratamiento de los residuos sólidos urbanos*. Reporte CESOP No. 51. Residuos sólidos urbanos de México. 52 pp.
- Pineda, P. N. (2006) “Bien recolectada pero mal tratada. El manejo municipal de la basura en Ciudad Obregón, Hermosillo y Nogales, Sonora”, Estudios Sociales, vol. 16, núm. 30, México.
- Quezada, A. J. P. (2012). *Impacto en el medio ambiente derivado de los residuos sólidos en México*. Reporte CESOP No. 51. Residuos sólidos urbanos de México. 52 pp.
- Rahn, T., Gandolfi, P. B. (2007). Modification and Optimization of Existing MBT Plants using BTA Technology. 2nd International Symposium MBT. Hanover, Germany, May, 177-186
- Ramos, G. D. P. (2013). Trituración de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México y producción anaerobia de biogás, *tesis de maestría*. Instituto de Ingeniería, UNAM, México, DF. 98 pp.
- Reith, J.H., Wijffels, R.H., Barten, H., Zeeman, G. (2003). Biomethane and Biohydrogen. Dutch Biological Hydrogen Foundation. Compilation.
- Rojas, Z.U. (2012). Hidrólisis química de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y producción de biogás, *tesis de maestría*. Instituto de Ingeniería, UNAM, México, DF. 120 pp.
- Ruiz, E., Cara, C., Manzanares, P., Ballesteros, M., Castro, E. (2008). Evaluation of steam explosion pre-treatment for enzymatic hydrolysis of sunflower stalks. *Enzyme and Microbial Technology*. 42 (3) 160-166.
- Sandip, M. T., Kanchan, K. C., Ashok, B. H. (2012). Enhancement of methane production and bio-stabilization of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill. *Bioresource Technology*. 110 (2) 10-17
- Scheper, T. (2003). *Biomethanation II*, Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology, Springer, Berlin, Alemania.
- Schmit, K. H., Ellis, T. G. (2001). Comparison of the temperature-phase and 2-phase anaerobic co-digestion of primary sludge and MSW. *Water Environmental Research*. 73 (3) 314-321
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2010). Bitácora de la Cuenca del Valle de México.

- http://www.semarnat.gob.mx/temas/ordenamientoecologico/Documents/bitacora_cuenca_valle_mexico/diagnostico_final%_marzo_6.pdf, (Consulta: octubre del 2011).
- SIEMENS (2011). HAASE-Waste Treatment on the Move. <http://www.automation.siemens.com/mcms/topics/en/magazines/process-news/chemicals/haase-waste-treatment-on-the-move/Pages/Default.aspx> (Consulta: noviembre 2011).
- SMADF, Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (2009). Residuos Sólidos <http://www.sma.df.gob.mx/rsolidos/> (Consulta: octubre del 2011).
- Svensson, L.M., Christensson, K., Bjömsson, L. (2005). Biogas production from crop residues on a farm-scale level. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 28 (4) 139-148.
- Taherzadeh, M., Karimi, K. (2008). Pretreatment of Lignocellulosic Wastes to Improve Ethanol and Biogas Production: A Review, *International Journal of Molecular Sciences* 9(9), 1621-1651.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993). Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid: Mc Graw-Hill.
- Van Haandel, A., Kato, M.T., Cavalcanti, P.F.F., Florencio, L. (2006). Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 23 (5) 21-38.
- Vandevivere, P., de Baere, L., Verstraete, W. (2002). *Types of anaerobic digester for solid wastes*. In: Mata-Alvarez (Ed.), Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. IWA Publishing.
- Vavilin, V. A., Fernandez, B., Palatsi, J., Flotats, X. (2008). Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: A overview. *Waste Management*. 28 (3) 939-951
- Verma, Sh. (2002). Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes. Department of Earth and Environmental Engineering. Fu Foundation School of Engineering and Applied Science, Columbia University.
- Wheeler, PA., Rome, L. (2002). Waste pre-treatment A review, *R&D Technical Report PI-344/TR Research Contractor: AEA Technology Environment*, 117 pp.
- Wellinger, A., Wyder, K., Metzler, A. E. (1993). Kompogas – a new system for the anaerobic treatment of source separated waste. *Water Science and Technology* 27 (2) 153-158
- Williams, R. B., Jenkins, B. M., Nguyen, D. (2003). *Solid Waste Conversion: A Review and Database of Current and Emerging Technologies*. Final Report. Department of Biological and Agricultural Engineering. University of California, Davis.
- Yehuda, M. G., Zeeman, G., Van Lier J. B., Lettinga G. (2000). The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates, and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. *Water Research*. 0043-1354.
- Zhao, X., Lihua, Z., Liu, D. (2008). Comparative study on chemical pretreatment methods for improving enzymatic digestibility of crofton weed stem. *Bioresource Technology*. 21 (9) 379-376
- Zhu, S., Wu, Y., Yu, Z., Liao, J., Zhang, Y. (2005). Pretreatment by microwave/alkali of rice straw and its enzymatic hydrolysis. *Process Biochemistry*. 40 (5) 3082-3086.

ANEXO 1 - PRUEBA DE CALENTAMIENTO Y ENFRIAMIENTO DE LOS REACTORES

A continuación se muestran las curvas de calentamiento y enfriamiento de los reactores de acero inoxidable (Figuras A-1 y A-2). El calentamiento se llevó a cabo por el procedimiento descrito en el capítulo 5.3.

Las temperaturas fueron monitoreadas con un termómetro infrarrojo cada 5 minutos. Las Figuras se dividieron en dos secciones, la Figura A-1 contiene las curvas con las temperaturas en condiciones subcríticas y la Figura A-2 muestra la curva con temperatura en condiciones supercríticas.

Se puede apreciar que conforme aumenta la temperatura de calentamiento se observa la formación de un pico hasta alcanzar la temperatura deseada. El enfriamiento se llevó a cabo utilizando un ventilador de mesa para acelerar el proceso.

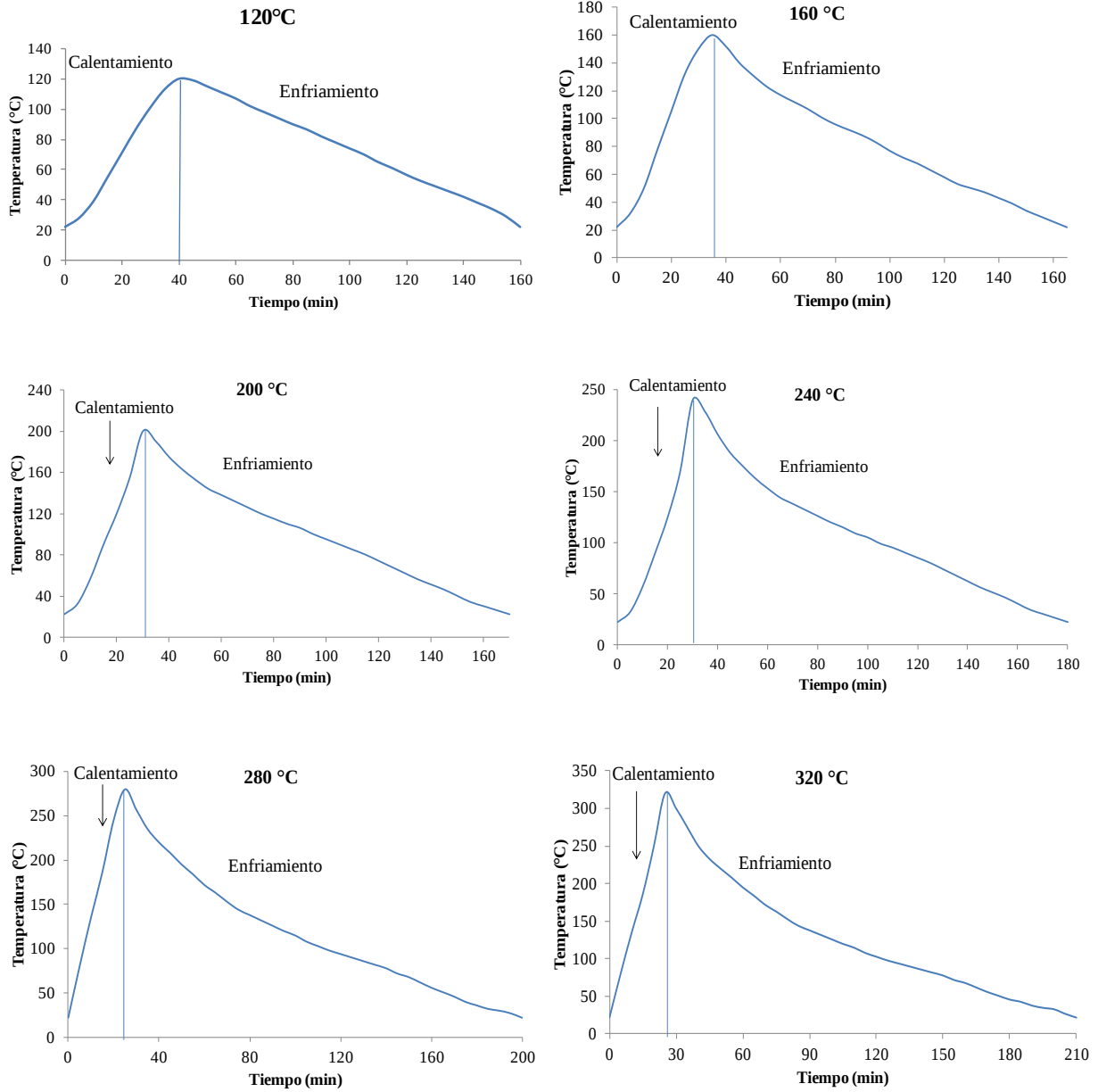


Figura A1-1. Curvas de calentamiento de los reactores con temperaturas a condiciones subcríticas: a) 120 °C, b) 160 °C, c) 200 °C, d) 240 °C, e) 280 °C y f) 320 °C.

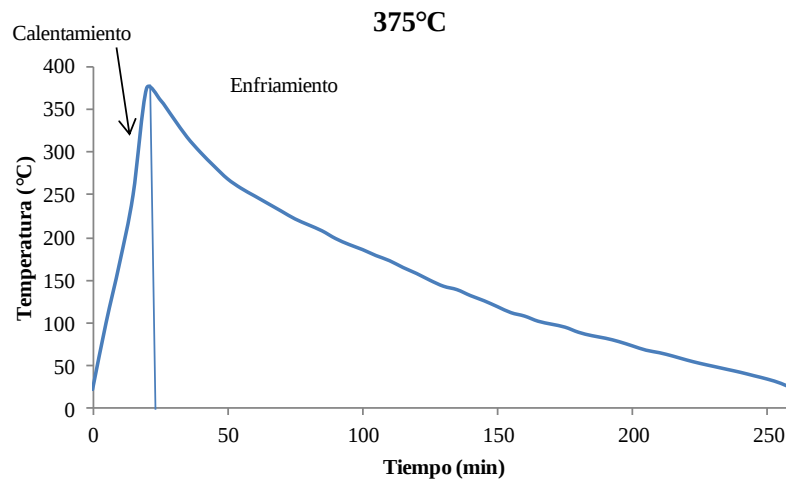


Figura A1-2. Curva de calentamiento del reactor con temperatura a condiciones supercríticas: 375 °C.

ANEXO 2 – ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

-Análisis estadístico para la prueba exploratoria de pretratamiento térmico a diferentes tiempos, utilizando DQO, DBO y sólidos.

Relación DBO_D/DQO_D

Este análisis se realizó en base con los resultados obtenidos en la determinación de la relación DBO/DQO disuelta, la cual muestra una mayor diferencia entre resultados. La Tabla A-1 muestra el análisis estadístico utilizado en la prueba exploratoria de tratamiento térmico a diferentes temperaturas. Se generó una tabla de análisis de varianzas utilizando un intervalo de confianza del 5 %. El p-value de 0.58 señala que los resultados se encuentran dentro del intervalo de confianza; sin embargo, en la prueba de Tukey se muestra que el efecto del tiempo (niveles) es igual en todos los casos (misma letra “A”). Esta prueba indica que no hay diferencias significativas entre los tiempos de calentamiento.

Datos:

Factor analizado: Tiempo utilizado para el tratamiento térmico.

Niveles de tiempo: 15, 30 y 45 minutos.

Variable de respuesta: Relación DBO/DQO disuelta en cada uno de los tiempos establecidos.

Repeticiones: tres repeticiones.

Tabla A2-1. a) Análisis de varianza y b) prueba de Tukey.

a)

Datos	GL	Suma de cuadrados	Medias cuadradas	Intervalo F
Modelo	5	0.03642366	0.007285	0.7994
Error	6	0.05467713	0.009113	Prob > F
C. Total	11	0.09110079		0.5880

b)

Nivel		Medias cuadradas
30	A	0.77037385
15	A	0.75285771
45	A	0.71760512

Relación SDT/STT

En este caso la relación que se analiza es la de los sólidos disueltos entre totales. Los datos obtenidos para este caso muestran una diferencia mayor a la que existe en otras relaciones.

Datos:

Factor analizado: Tiempo utilizado para el tratamiento térmico.

Niveles de tiempo: 15, 30 y 45 minutos.

Variable de respuesta: Relación DBO/DQO disuelta en cada uno de los tiempos establecidos.

Repeticiones: tres repeticiones.

Tabla A2-2. a) Análisis de varianza y b) prueba de Tukey.

a)

Datos	GL	Suma de cuadrados	Medias cuadradas	Intervalo F
Modelo	5	0.05845366	0.004585	0.589
Error	6	0.03661413	0.002693	Prob > F
C. Total	11	0.08612579		0.542

b)

Nivel		Medias cuadradas
30	A	0.26598785
15	A	0.25784671
45	A	0.26398112

Los datos obtenidos en el p-value muestran un valor mayor al intervalo de confianza, por lo que se analiza por medio de la prueba de Tukey. Esta prueba arroja valores iguales para las

tres temperaturas analizadas. No hay diferencia significativa para el caso de sólidos disueltos y totales.

-Análisis estadístico para la prueba de tratamiento térmico-hidrotermólisis utilizando DQO, DBO y sólidos.

Para el tratamiento hidrotermólisis con diferentes temperaturas se hizo un análisis estadístico para determinar si existe una diferencia significativa entre las mismas. Esta prueba se realizó tomando en cuenta los valores de las relaciones de DBO_T/DQO_T (Tabla A-3) y DBO_D/DQO_D (Tabla A-4), así como la relación de SDT/STT (Tabla A-5).

Relación DBO_T/DQO_T

Datos:

Factor analizado: Temperatura.

Niveles de temperatura: 120, 160, 180, 200, 240, 280, 320 y 375 °C.

Variable de respuesta: Relación DBO_T/DQO_T en cada una de las temperaturas analizadas.

Repeticiones: tres repeticiones.

Tabla A2-3. a) Respuesta DBO_T/DQO_T , tabla de análisis de varianza. b) Prueba de Tukey.

a)

Datos	GL	Suma de cuadrados	Medias cuadradas	Intervalo F
Modelo	6	0.00289029	0.000482	1445.143
Error	14	0.00000467	3.333e-7	Prob > F
C. Total	20	0.00289495		<.0001

b)

Nivel					Medias cuadradas
160	A				0.44266667
200		B			0.42866667
240			C		0.41866667
280			C		0.41766667
120				D	0.41366667
375				E	0.40766667
320				E	0.40666667

La tabla a) de análisis de varianza muestra un p-value menor al intervalo de confianza del 5 % por lo que la hipótesis nula se rechaza. Al rechazar la hipótesis nula se observa el efecto independiente de la temperatura. Los niveles en la prueba de Tukey señalan que la respuesta

en el efecto de las temperaturas 240 y 280 °C son iguales entre ellas, así como las temperaturas 320 y 375 °C. Las temperaturas de 160, 200 y 120 °C muestran diferencias (letras diferentes) con respecto a las otras temperaturas.

Relación DBO_D/DQO_D

Datos:

Factor analizado: Temperatura.

Niveles de temperatura: 120, 160, 180, 200, 240, 280, 320 y 375 °C.

Variable de respuesta: Relación DBO_D/DQO_D en cada una de las temperaturas analizadas.

Repeticiones: tres repeticiones.

Tabla A2-4. a) Respuesta DBO_D/DQO_D, tabla de análisis de varianza. b) Prueba de Tukey.

a)

Datos	GL	Suma de cuadrados	Medias cuadradas	Intervalo F
Modelo	6	0.05635914	0.009393	15173.62
Error	14	0.00000867	6.19e-7	Prob > F
C. Total	20	0.05636781		<.0001

b)

Nivel								Medias cuadradas
240	A							0.71466667
160		B						0.70933333
320			C					0.69833333
280				D				0.68266667
375					E			0.65866667
200						F		0.62333333
120							G	0.55933333

El p-value que se muestra en la tabla a) de análisis de varianza, tiene un valor menor al intervalo de confianza del 5 %, por lo que se procede al análisis con la prueba de Tukey. En esta prueba se observa que todas las temperaturas tienen diferencia significativa unas con otras.

Relación SDT/STT

Datos:

Factor analizado: Temperaturas.

Niveles de temperatura: 120, 160, 180, 200, 240, 280, 320 y 375 °C.

Variable de respuesta: Relación SDT/STT en cada una de las temperaturas analizadas.

Repeticiones: tres repeticiones.

Tabla A2-5. a) Respuesta SDT/STT, tabla de análisis de varianza. b) Prueba de Tukey.

a)

Datos	GL	Suma de cuadrados	Medias cuadradas	Intervalo F
Modelo	6	0.00007657	0.000013	2.8817
Error	14	0.00006200	4.429e-6	Prob > F
C. Total	20	0.00013857		0.0482

b)

Nivel		Medias cuadradas
120	A	0.33766667
320	A	0.33633333
375	A	0.33633333
280	A	0.33466667
240	A	0.33433333
160	A	0.33266667
200	A	0.33200000

El p-value tiene un valor menor al 5 %, como lo han mostrado las pruebas anteriores, se opta por analizar la prueba de Tukey. En la prueba de Tukey todos los niveles de temperaturas muestran que no hay una diferencia significativa en su respuesta.

ANEXO 3 – DATOS DE SÓLIDOS PARA LA PRUEBA DE LIXIVIACIÓN

Los datos presentados son los utilizados para generar las Figuras 6.4 y 6.5 de la prueba de lixiviación.

Tabla A3-1. Determinación de sólidos totales volátiles para la prueba de lixiviación.

No. Lavado	STV extraídos (mg/kg)	SDV extraídos (mg/kg)
1	50,985	22,995
2	12,667	4,916
3	5,767	1,688
4	3,255	788
5	2,528	668
6	2,573	608

Tabla A3-2. Determinación de sólidos totales fijos para la prueba de lixiviación

No. Lavado	STF extraídos (mg/kg)	SDF extraídos (mg/kg)
1	11,453	5,471
2	2,445	983
3	435	195
4	555	161
5	412	127
6	307	45