



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

**PRETRATAMIENTO TÉRMICO DE LA FRACCIÓN
ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS DE
LA CIUDAD DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE

INGENIERA QUÍMICA

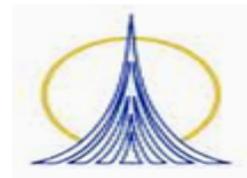
PRESENTA:

CINTHIA KAREN FLORES FRANCO

TUTOR:

DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ

2010





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

ZARAGOZA

CARRERA DE INGENIERÍA QUÍMICA

OFICIO: FESZ/JCIQ/010.11

ASUNTO: Asignación de Jurado

Alumno (a): FLORES FRANCO CINTHIA KAREN

PRESENTE

En respuesta a su solicitud de asignación de jurado, la jefatura a mi cargo, ha propuesto a los siguientes sinodales:

PRESIDENTE	DR. ALEJANDRO ROGEL RAMÍREZ
VOCAL	DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ *
SECRETARIO	M. en M. GENARO ALTAMIRANO GARCÍA
SUPLENTE	M. en C. ESTEBAN MINOR PÉREZ
SUPLENTE	I.Q. MARÍA ALEJANDRA VALENTÁN GONZÁLEZ

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
México D.F., a 21 de enero de 2011

JEFE DE CARRERA

DR. ROBERTO MENDOZA-SERNA



Agradecimientos:

A mi asesor de tesis el Dr. Simón González Martínez por orientarme a lo largo de este proyecto. Por su paciencia, sus consejos y sus conocimientos brindados, por sus experiencias compartidas, pero sobre todo por presentarme una perspectiva diferente de las cosas, gracias.

A mi comité de jurado conformado por el Dr. Alejandro Rogel Ramírez, el M. en M. Genaro Altamirano García, el M. en C. Esteban Minor Pérez y la I.Q. María Alejandra Valentán González por evaluar este trabajo y por sus valiosos comentarios, gracias.

A todos los maestros de la FES Zaragoza que a lo largo de esta carrera contribuyeron con parte mi formación, al instruirme en los diferentes temas que a mi profesión competen, gracias.

A la UNAM por facilitarme el obtener una buena formación educativa, por ofrecerme una visión diferente, por brindarme excelentes instalaciones para desarrollar mis conocimientos, gracias.

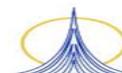
Dedicatorias.

A mi papá Félix donde quiera que este, espero causarle algún orgullo. A mi mamá Mari, a mis tíos (Alejandro, Ángel, Gabriel y Valentín) y tías (Eulalia, Marisol y Mireya) por su orientación y apoyo incondicional.

A mis hermanas (Araceli, Aurora y María) y hermanos (Rolando y Abraham) por hacer mas placentera mi vida e impulsarme cada día a ser mejor persona en todos los sentidos, los amo.

A ti Benjamín por estar conmigo durante este cambio, por alentarme en los momentos difíciles, por brindarme tu amistad, tu amparo, amor y ternura.

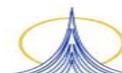
A Miriam quien hace años junto a mi padre dirige a nuestra familia con amor y sabiduría. Pero sobre todo a mi padre, quien es mi mayor inspiración, el cimiento de mi vida, aquel que en todo momento me guía, quien cuida mis pasos y quien me ha hecho ser la persona que soy hoy, te amo pa.



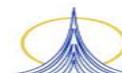
CONTENIDO

RESUMEN

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Situación actual	1
1.2	Gestión y tratamiento	2
2	OBJETIVOS Y ALCANCES	4
3	MARCO TEÓRICO	6
3.1	Producción de biogás	6
3.1.1	Rellenos sanitarios	7
3.1.2	Tecnologías existentes	7
3.1.2.1	<i>Sistemas húmedos</i>	7
3.1.2.2	<i>Sistemas secos</i>	9
3.2	Digestión anaerobia	10
3.2.1	Fases de la digestión anaerobia	11
3.2.1.1	<i>Hidrólisis</i>	11
3.2.1.2	<i>Acidogénesis</i>	11
3.2.1.3	<i>Acetogénesis</i>	12
3.2.1.4	<i>Metanogénesis</i>	12
3.2.2	Factores que afectan la digestión anaerobia	13
3.2.2.1	<i>Temperatura</i>	13
3.2.2.2	<i>pH</i>	14
3.2.2.3	<i>Nutrientes</i>	14
3.2.2.4	<i>Inhibidores</i>	14
3.2.2.5	<i>Otros factores</i>	15
3.2.3	Transformaciones del material orgánico	15
3.2.4	Ventajas y desventajas	16
3.3	Hidrólisis	17
3.3.1	Hidrólisis de polisacáridos	17
3.3.2	Hidrólisis de proteínas	17
3.3.3	Hidrólisis de lípidos	18
3.4	Fermentación	19
3.4.1	Fermentación de monosacáridos	19
3.4.2	Fermentación alcohólica	19
3.4.3	Fermentación butírica	20
3.4.4	Fermentación acetona-butírica	20
3.4.5	Fermentación propiónica	20
3.4.6	Fermentación aminoácidos	20

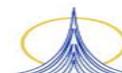


3.5	β-oxidación	21
3.6	Caracterización de lixiviados	21
3.6.1	Sólidos	21
3.6.2	Demanda bioquímica de oxígeno	22
3.6.3	Demanda química de oxígeno	22
3.6.4	Fosforo	23
3.6.5	Nitrógeno	23
3.6.6	Producción de biogás	23
3.7	Pretratamientos de la FORSU	23
3.7.1	Mecánico	23
3.7.2	Químico	24
3.7.3	Biológico	25
3.7.4	Térmico	25
4	METODOLOGÍA	27
4.1	Preparación de la muestra	27
4.2	Pretratamiento mecánico	30
4.2.1	Trituración de la muestra	30
4.2.2	Lixiviación de la FORSU	31
4.3	Pretratamiento térmico	33
4.4	Producción de biogás	35
4.5	Técnicas analíticas	36
5	RESULTADOS	38
5.1	Pretratamiento mecánico	38
5.2	Pretratamiento térmico	46
5.3	Producción de biogás	52
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	58
7	REFERENCIAS	60
	ANEXOS	64



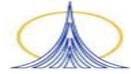
LISTA DE TABLAS

3	MARCO TEÓRICO	
3.1	Posibles reacciones metanogénicas	13
3.2	Concentración Límite Inhibidora en la Hidrólisis	14
3.3	Hidrólisis de polímeros bajo condiciones anaerobias (Gujer y Zehnder, 1983)	18
3.4	Reacciones de Stickland (Soubes, 1994)	21
3.5	Revisión bibliográfica de los impactos de diferentes pretratamientos térmicos en digestión anaerobia mesofílica. (Adaptado de Bougrier et al., 2008)	26
4	METODOLOGÍA	
4.1	Determinación del peso de la FORSU para una muestra representativa (Posadas, 2010; Inventario RSU, 2008)	29
4.2	Experimentos de lixiviación a comparar	31
4.3	Tratamientos térmicos	33
4.4	Técnicas analíticas	37
5	RESULTADOS	
5.1	Constantes del modelo hiperbólico	43
5.2	Relación de parámetros contra SDT y su comportamiento	46
5.3	Comportamiento de los parámetros en el pretratamiento térmico	49
5.4	Comportamiento de los parámetros respecto los SDT	52
5.5	Índice de biodegradabilidad del pretratamiento térmico	52
5.6	Resultado de producción de metano	56



LISTA DE FIGURAS

1	INTRODUCCIÓN	
1.1	Diagrama de Flujo del manejo de los Residuos Sólidos Urbanos del D.F (Secretaria de Obras y Servicios del Distrito Federal)	2
3	MARCO TEÓRICO	
3.1	Esquema con transformaciones de material suspendido y disuelto durante la hidrólisis y acidificación (Adaptado de González- Martínez, 2008)	16
4	METODOLOGÍA	
4.1	Metodología general	28
4.2	Preparación de la muestra representativa de la FORSU del Distrito Federal	28
4.3	Trituración de la muestra	31
4.4	Lixiviación en el pretratamiento mecánico	32
4.5	Sistema de calentamiento	33
4.6	Pretratamiento térmico	34
4.7	Producción de biogás	35
5	RESULTADOS	
5.1	Parámetros en el pretratamiento mecánico.	39
5.2	Nutrientes del Pretratamiento mecánico	41
5.3	Extrapolación de Curvas	42
5.4	Rendimiento de arrastre en cada parámetro	44
5.5	Comportamiento de los diferentes parámetros respecto a los SDT	45
5.6	Parámetros medidos en el pretratamiento térmico	47
5.7	Nutrientes en el pretratamiento térmico	48
5.8	Rendimiento por temperatura en cada parámetro	50
5.9	Relación de parámetros contra SDT por temperatura	51
5.10	Volumen del biogás generado en cada pretratamiento	53
5.11a	Composición de biogás del testigo	54
5.11b	Composición de biogás del pretratamiento a 55°C	55
5.11c	Composición del biogás del pretratamiento a 70°C	55
5.11d	Composición del biogás del pretratamiento a 90°C	56



RESUMEN

Actualmente en el Distrito Federal cada habitante genera en promedio 1.5 kg de residuos sólidos urbanos (RSU) por día lo cual da un total de 12,439 toneladas diarias. De donde aproximadamente el 53% es de composición orgánica, por tanto, susceptible a un tratamiento biológico para su disposición final (SEMARNAT, 2004).

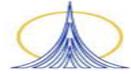
Dentro de los procesos de bio-conversión de materia orgánica fácilmente biodegradable, aparece la digestión anaerobia como una opción tecnológica adecuada, porque además de generar energía a través de la fijación del carbono como metano, permite también la producción de un efluente semisólido con características aceptables para ser utilizado como acondicionador de suelos (Yehuda,2000).

La digestión anaerobia presenta como etapa limitante la hidrólisis que es donde se obtienen ácidos grasos volátiles (AGV) para su posterior metanización. Por lo anterior este trabajo tiene como objetivo mejorar el proceso de hidrólisis bioquímica, aumentando la solubilidad de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) de la ciudad de México, por medio de un pretratamiento térmico.

La metodología partió de un muestreo previo realizado en todas las estaciones de transferencia del Distrito Federal, luego se generó una muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México, con la cual se trabajó a lo largo del proyecto. Se inició con la caracterización de la muestra que indicará el potencial máximo de esta para ser utilizada biológicamente. Después la experimentación constó de 2 etapas, en la primera se realizaron 2 lixivaciones de 10 hrs con recambio de agua y sin recambio de agua con relación 1:2 de FORSU-agua, estas lixivaciones se repitieron para tres diferentes tamaños (testigo, extrusor y licuadora) y se tomaron muestras cada dos horas. En la segunda etapa se realizó el pretratamiento térmico de la FORSU a cuatro temperaturas (ambiente, 55, 70 y 90°C) y cuatro tiempos (5, 30, 60 y 120 min) utilizando también una relación de 1:2 de FORSU-agua.

Se concluyó que la lixiviación con recambio de agua arrastra 28% más sólidos que la lixiviación sin recambio de agua, además la lixiviación con recambio se ajusta a un modelo hiperbólico que permite predecir su comportamiento, obteniendo regresiones lineales de 0.98. En relación al tiempo a la sexta hora de lixiviación se arrastra en promedio 38% de material biodegradable pero lixiviar por dos horas más resulta en un 4.5% extra de arrastre. La disminución de tamaño arroja una diferencia del 18% entre testigo y extrusor, pero al licuar la muestra solo se extrae un 6% extra.

Para el pretratamiento térmico se obtuvo que el arrastre de material biodegradable del pretratamiento a temperatura ambiente y a 55°C alcanzan rápidamente la estabilidad, mientras que el pretratamiento térmico a 70 y 90°C disuelven material biodegradable proporcionalmente al tiempo de lixiviación. Lo anterior genera índices de biodegradabilidad de 0.56, 0.61, 0.78 y 0.86 para temperatura ambiente, 55, 70 y 90°C respectivamente.



1. INTRODUCCIÓN

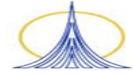
La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y el Reglamento para el Servicio de Limpia en el Distrito Federal definen al “residuo sólido urbano (RSU)” como “el material generado en proceso de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control y tratamiento de cualquier producto, cuya calidad no permite usarlo nuevamente en el proceso que lo generó, que no esté considerado como peligroso y que provenga de actividades que se desarrollen en domicilios, mercados, establecimientos mercantiles, industrias, vías públicas, y áreas comunes”.

Actualmente la excesiva producción de residuos sólidos representa un grave problema para la ciudad de México como resultado del sistema consumista que rige en el país. Aunado a esto se tiene un sistema de recolección ineficiente y un reciclaje casi nulo. En consecuencia su manejo es cada vez más difícil, obligando así a pensar en nuevas alternativas para la gestión integral y sustentable de estos residuos.

1.1. Situación actual

Existen cifras de RSU en función del crecimiento de población, calidad de vida y actividad productiva. Por ello hay diferencias entre los residuos sólidos generados en países desarrollados con respecto a los generados en países en vía de desarrollo, tanto en composición como en cantidad. En México hace 30 años la generación de residuos per cápita era de 0.5 kg/día, mientras que en 1995 se estimó en 1 kg/día per cápita. De los cuales se considera que solo el 70% es recolectado y de éste solo el 30% se dispone en rellenos sanitarios; predominando los botaderos a cielo abierto con quema indiscriminada de desechos y sin tratamiento de lixiviados.

En el Distrito Federal actualmente cada habitante genera en promedio 1.5 kg de residuos sólidos por día lo cual da un total de 12,439 toneladas diarias. De donde aproximadamente el



53% es de composición orgánica, por tanto, susceptible a un tratamiento biológico para su disposición final (SEMARNAT, 2004).

El manejo de residuos de la ciudad de México indica que el 90% de los RSU generados son recolectados, de los cuales el 4.5% se elimina por la pre-pepena, la composta delegacional se vuelve casi nula con un 0.13%, mientras que el 91% de estos residuos llegan a una estación de transferencia. De estos últimos el 83% es enviado al relleno sanitario "Bordo Poniente" y el 16% a una planta de selección, de esta última sólo el 18% es recuperado (ver figura 1.1).

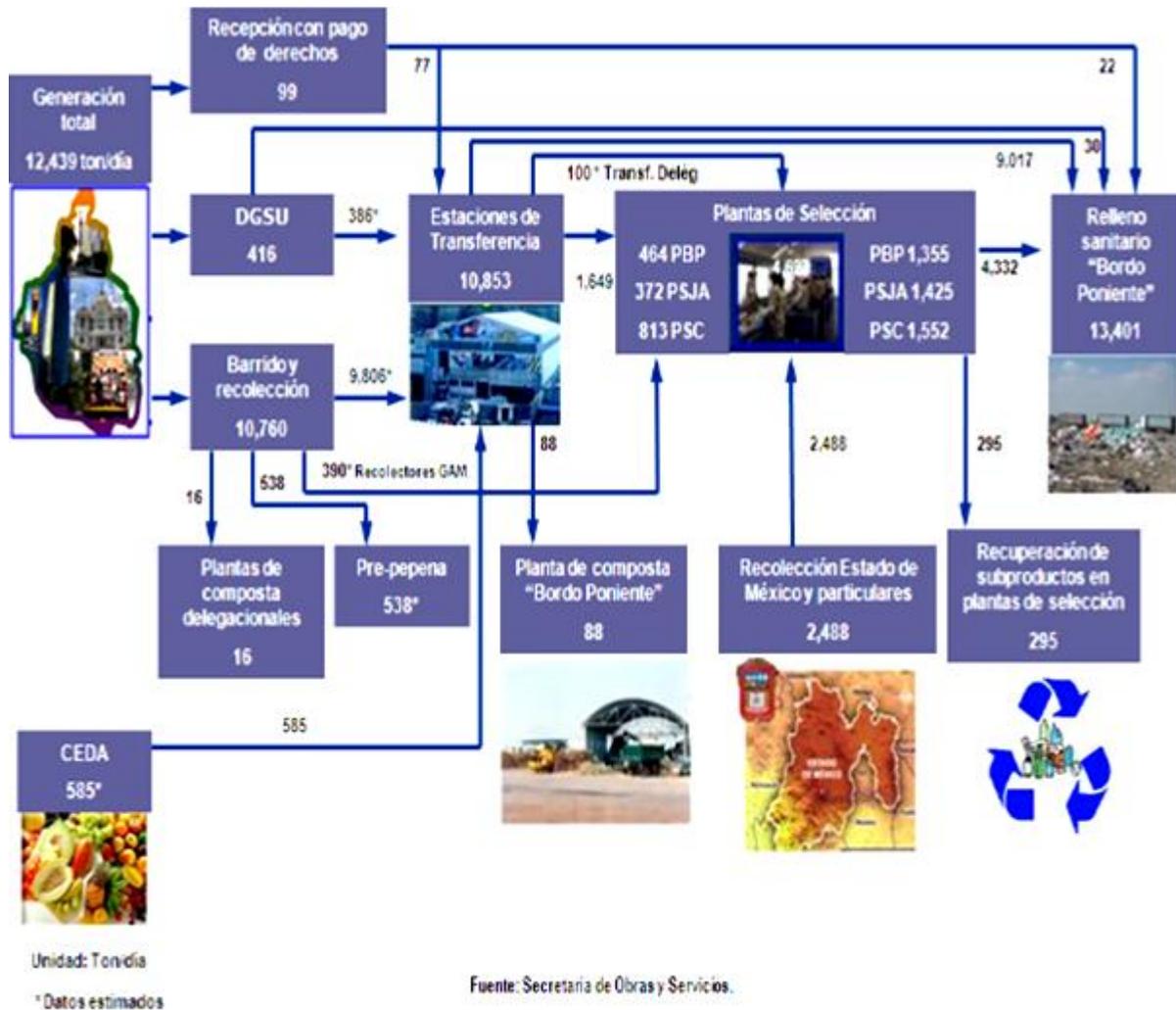
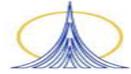


Figura 1.1. Diagrama de Flujo del manejo de los Residuos Sólidos Urbanos del D.F (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal)

1.2. Gestión y tratamiento

Si se considera que en el Distrito Federal la gestión de los RSU se ha complicado, se debe entonces tomar en cuenta que para el tratamiento de los residuos no es suficiente el



conocimiento de los aspectos generales, como por ejemplo: recolección, reciclaje y disposición final; sino también la aplicación de nuevos conceptos y tecnologías sostenibles, en donde los residuos, especialmente los orgánicos se direccionen hacia procesos, que no solo reduzcan la cantidad, sino también se obtengan productos o subproducto(s) que generen un valor agregado.

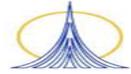
El surgimiento y desarrollo de opciones tecnológicas que permiten nuevos tratamientos de los RSU se han estudiado a nivel mundial desde hace varias décadas (Waste Options Modelling Technical Report For The London Plan, 2004). Los resultados sugieren llevar a cabo la evacuación de los RSU e intensificar la búsqueda de diversos beneficios tanto de carácter ambiental, como económico y social.

La pirólisis, el compostaje, la gasificación, el reciclaje, la incineración, el relleno sanitario y la digestión anaerobia en baja y alta concentración de sólidos son tecnologías que se presentan hoy día como alternativas para la gestión de los RSU (Flotats, 1997; Scenna, 1999). Cada una de ellas posee sus ventajas y desventajas como una solución general y sostenible para el tratamiento de los (RSU).

Dentro de los procesos de bio-conversión de materia orgánica fácilmente biodegradable, aparece la digestión anaerobia como una opción tecnológica adecuada, porque además de generar energía a través de la fijación del carbono como metano, permite también la producción de un efluente semisólido con características aceptables (contiene nutrientes como fósforo, nitrógeno, cobre, hierro, entre otros y tiene capacidad buffer) para ser utilizado como acondicionador de suelos (Yehuda,2000).

Es por ello que la digestión anaerobia de la FORSU a gran escala ha mostrado un crecimiento significativo en Europa donde según la estadística en la última década se han tratado más de un millón de toneladas mediante la digestión anaerobia en plantas industrializadas (Comett,2005).

La digestión anaerobia para el tratamiento de RSU en una fase ha demostrado tener buenos resultados para un sustrato procedente de la FORSU al remover la totalidad del carbono fácilmente biodegradable, (Castillo-Arellano, 2003). Investigaciones recientes muestran también que la separación de las fases en la digestión anaerobia favorece el desempeño global del proceso, obteniéndose un mayor porcentaje de metano en el biogás generado y un biosólido más estable comparado con el proceso en una fase. En ambos casos del tratamiento anaerobio los factores limitantes son la hidrólisis y acidogénesis, en donde se obtiene ácidos grasos volátiles, para su posterior conversión a metano (Pavlostatis, 1991).



2. OBJETIVOS Y ALCANCES

Objetivo general

Se pretende mejorar el proceso de hidrólisis bioquímica, aumentando la solubilidad de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) de la ciudad de México, por medio de un pretratamiento térmico. En principio, a través de este último se solubiliza, de manera más rápida, la materia orgánica particulada en el medio. Lo que permite un incremento en la producción de ácidos grasos volátiles (AGV) para favorecer la posterior metanización.

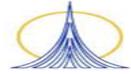
Objetivos particulares

Obtener una “muestra representativa de la FORSU de la ciudad de México” partiendo de las muestras de residuos sólidos orgánicos tomadas durante una recolección previa en las diferentes estaciones de transferencia del Distrito Federal.

Determinar el mejor pretratamiento físico mediante la caracterización de los diferentes lixiviados de la muestra representativa.

Proponer temperaturas y tiempos de exposición, que favorezcan la hidrólisis de la FORSU, a partir de experiencias anteriores y experimentos del presente trabajo.

Confirmar a nivel experimental que el método de calentamiento y las temperaturas propuestas mejoran la hidrólisis y acidogénesis de los residuos sólidos orgánicos.

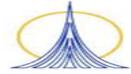


Alcances

El trabajo se realizará con una muestra representativa de la FORSU de la ciudad de México, obtenida a partir de un muestreo en las estaciones de transferencia del Distrito Federal, en los meses de noviembre y diciembre.

Para la fase experimental solo se realizaran las pruebas que permitan concluir sobre la solubilidad de la muestra representativa de la FORSU.

En la etapa del pretratamiento térmico se realizará una prueba de producción de metano que complementará el análisis, para determinar qué condiciones son las óptimas para aplicar un pretratamiento térmico.



3. MARCO TEÓRICO

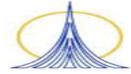
3.1. Producción de biogás

Existe un gran número de residuos que contienen materia orgánica, que puede ser tratada mediante digestión anaeróbica para la obtención de biogás: la FORSU, las aguas residuales urbanas e industriales, los residuos industriales orgánicos, los residuos agrícolas y los residuos ganaderos, entre otros.

La descomposición anaerobia de la materia orgánica produce un gas que contiene más de un 60% de metano (CH_4). Este gas se designa usualmente como biogás y, si es liberado a la atmósfera, tiene un impacto equivalente a 21 moléculas de CO_2 en términos de efecto invernadero (Bolin et al., 1995). El biogás tiene una potencia calorífica inferior del orden de $5,500\text{kcal/m}^3$, por lo que se puede utilizar como combustible renovable, ayudando a disminuir las emisiones de gases que provocan el efecto invernadero. Los principales usos del biogás son: la producción de electricidad, la generación de calor, la inserción en la red de distribución de gas natural y el uso como biocarburante de automoción.

Cuando la materia orgánica contenida en los residuos sólidos urbanos (RSU) se utiliza como sustrato de la fermentación anaerobia, el proceso se denomina biometanización o biogasificación. En este proceso, la materia orgánica se transforma en biogás y en una fracción sólida más pobre que la composta, que también puede utilizarse como mejorador de suelo. Generalmente antes de la digestión anaerobia, es necesario que en las plantas de biometanización se realice un pretratamiento, que consiste en la separación de la FORSU y su trituración para reducir la fracción biodegradable a un tamaño adecuado que mejore su homogeneidad y facilite la biometanización.

Existen otros posibles pretratamientos para la FORSU como el químico, enzimático, pero este trabajo se enfocara en la eficiencia de aplicar un pretratamiento térmico.



3.1.1. Rellenos sanitarios

Un relleno sanitario es un lugar destinado a la disposición final de desechos. En este se coloca la basura; después se compacta con maquinaria especial y se cubre con una capa de tierra, posteriormente se agrega otra capa de basura y así hasta que el vertedero se da por saturado.

En un relleno sanitario la FORSU experimenta un proceso de fermentación inicialmente aerobio hasta que se agota el oxígeno y las condiciones pasan a ser anaerobias produciéndose el biogás. El gas generado al difundirse a través de la masa de residuo, arrastra trazas de compuestos orgánicos y otros contaminantes gaseosos hasta la superficie del vertedero, produciendo emisiones que influyen en el efecto invernadero.

El uso del relleno sanitario no es viable ya que la materia orgánica sufre un proceso de biodegradación, produciendo una mezcla de gases peligrosos conocida como biogás. El biogás es una mezcla potencialmente explosiva de gases asfixiantes y tóxicos. Las consecuencias ambientales provocadas por la migración del biogás pueden ser sustanciales, provocando incluso daños a las personas, vegetación y propiedades aledañas a la zona del relleno sanitario. El biogás puede usarse como fuente de combustible para consumo directo ó para generar electricidad. (Noyola, 1996)

Los vertederos de residuos sólidos orgánicos generan un gran volumen de emisiones de gases procedentes de la digestión anaerobia de dicha materia orgánica. Mediante la instalación de plantas de aprovechamiento energético del biogás generado en vertederos se consigue el doble objetivo ambiental de aprovechar la materia orgánica para generar energía y, al mismo tiempo, reducir las emisiones de gases que contribuyen a provocar el efecto invernadero. Asimismo, la FORSU puede tratarse de forma independiente en plantas de biometanización especialmente diseñadas para la generación de biogás.

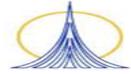
3.1.2. Tecnologías existentes

A nivel industrial se han desarrollado diferentes procesos basados tanto en la fermentación húmeda (5-15% de Sólidos Volátiles Totales (SVT)) como seca (20-40% de SVT). Estos procesos constan de una o varias etapas (De Mes et al., 2003).

3.1.2.1. *Sistemas húmedos*

Actualmente en las plantas de producción de biogás, de sistemas húmedos, se destacan los procesos: AVECON ó proceso de Vaasa, VAGRON, Bidgadan, ENVITAL/ROS ROCA, HAASE, LINDE Y BTA.

En Europa existen 4 plantas del proceso AVECON este proceso trabaja tanto a temperaturas termófilicas (50-70°C) como mesofílicas (30-50°C). La planta situada en Vaasa opera a las dos temperaturas mediante dos sistemas en paralelo. El proceso consta de un reactor que



está dividido en dos compartimentos para poder incluir una etapa de pre-digestión. El sistema de agitación es neumático, mediante la recirculación del biogás. Este sistema ha sido utilizado para degradar varios tipos de residuos orgánicos. La producción de biogás varía entre 100 y 150 m³/ton de residuo añadido, con una reducción de volumen del 60%(Braber, 1995; Jong et al., 1993).

El proceso VAGRON se utiliza principalmente en la digestión anaerobia de la FORSU. La planta de Groningen (Holanda) trata RSU, iniciándose el proceso con la separación mecánica de la FORSU, que posteriormente pasa a la etapa de digestión. En el reactor la temperatura del proceso de fermentación es aproximadamente de 55°C y el tiempo de residencia de la materia orgánica es de aproximadamente 18 días. Durante este tiempo el 60% de la materia orgánica se transforma en metano, produciendo un total de 125 m³ de biogás por tonelada de FORSU (Vagron, 2000).

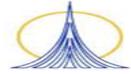
El proceso Bidgadan (Hjort- Gregersen, 2000; Caddet Centre or renewable energy y OECD, 2000) fue desarrollado por la compañía Krüger en Dinamarca y existen más de 20 plantas operativas en ese país. Este sistema se utiliza para la codigestión de residuos ganaderos, residuos industriales y residuos urbanos. Inicialmente, el RSU se introduce en una trituradora donde se reduce el tamaño hasta aproximadamente 80cm.

El producto obtenido se transporta mediante cintas transportadoras hasta un segundo triturador, pasando previamente por un separador magnético que elimina los metales, para obtener finalmente piezas de 1cm que son mezcladas con los residuos de ganado y los lodos. Esta mezcla se transporta al tanque de preparación donde se produce una agitación intensa y homogénea de modo que se forma una suspensión y, desde allí, se bombea a dos tanques de pasteurización que se encuentran a 70°C. El digestor opera a 38°C con un tiempo de retención hidráulica de 20-24 días. La cantidad diaria de biomasa digerida es de aproximadamente 200 toneladas produciendo entre 8000 y 9000 Nm³ biogás/día.

El proceso ENVITAL/ROS ROCA consta de una etapa de fermentación que opera a temperaturas mesofílicas. Existen numerosas plantas en Europa basadas en esta tecnología: como Vasteras y Skelleftea (Suecia), Deisslingen y Geshel (Alemania), Zonzamas (España), etc.

La primera planta de biometanización del proceso HAASE se construyó en Groeden (Alemania) en 1995-96 para la codigestión de diferentes residuos orgánicos. El proceso incluye un tratamiento mecánico previo para la separación de metales, papel y plásticos. La fracción orgánica (50 000 toneladas/año) se transforma en biogás en dos digestores de 600m³ cada uno que operan a temperaturas mesofílicas.

Otro proceso de biometanización húmedo es el desarrollado por LINDE en dos etapas y a temperaturas mesofílicas o termofílicas. Las plantas de biometanización de FORSU situadas en la zona franca de Barcelona (150 000 ton/año) y Pinto en Madrid (140 000 ton/año) están basadas en este proceso. En Europa existen numerosas plantas para el tratamiento de



diferentes residuos orgánicos. Algunos ejemplos son la planta de codigestión de residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora de Radeverg (Alemania), la planta para la co-fermentación de residuos biológicos y purines de Fürstenwalde (Alemania) y la planta de biometanización de FORSU de Wels (Austria).

El proceso BTA fue desarrollado en Alemania para la digestión de la FORSU. Este sistema consta de las siguientes etapas: pretratamiento de los RSU por medios mecánicos, térmicos y químicos; separación de sólidos biológicos disueltos y no disueltos; hidrólisis anaerobia de sólidos biodegradables; y metanización de los materiales biológicos disueltos. La metanización se produce a bajas concentraciones de sólidos y temperaturas mesofílicas. Después de la deshidratación, los sólidos no degradados, con una concentración de sólidos totales del 35%, se utilizan como material de composta (Joung et al., 1993; Vandevivere et al., 2002).

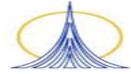
3.1.2.2. *Sistemas secos*

Los sistemas de degradación seca tienen un mayor nivel de implantación industrial que los correspondientes sistemas de degradación húmeda (De Baere, 2006). En la actualidad, las plantas de producción de biogás, mediante fermentación seca, utilizan principalmente los procesos Valorga, Dranco, Kampogas y BRV, Biocell y Linde.

El proceso Valorga es un proceso semicontinuo que consta de una etapa. Desarrollado en Francia, la primera planta comenzó a operar en 1988 en Amiens. El digestor es cilíndrico y tiene en su base alrededor de 300 difusores que permiten la inyección de biogás recirculado a alta presión (8bares) para conseguir la agitación y homogenización de los residuos. Estos se introducen de forma continua por la base del reactor, ascienden impulsados por el biogás y deben de dar la vuelta a una pared interior de hormigón antes de llegar a la completa degradación. Este recorrido les obliga a quedarse en el reactor durante tres semanas, hasta su completa degradación.

El biogás producido por la fermentación bacteriana se capta y almacena a la salida. En estos reactores el tiempo de residencia es de 18-25 días. Las producciones de biogás son del orden de 80-160 m³/ton. El lodo obtenido se prensa posteriormente y se vende como compost. En la planta de Amiens se combinan cuatro reactores mesofílicos con la incineración de residuos y materia no digerida. Dos plantas de Madrid también utilizan este proceso con gran capacidad de tratamiento de residuos, de aproximadamente 200 000 T/año (Joung et al., 1993; Vandevivere et al., 2002).

El proceso Dranco (Dry Anaerobic Composting) fue desarrollado en Gent (Bélgica) y se lleva a cabo en un reactor vertical de flujo de pistón sin mezcla mecánica. El alimento se introduce por la parte superior del reactor, y el material digerido es eliminado por la base al mismo tiempo. Parte del material digerido es reciclado y utilizado como material de inoculación, mientras que el resto se utiliza como compost. El digestor puede operar a temperaturas mesofílicas y termofílicas, y a concentraciones elevadas de sólidos. El contenido total de



sólidos del digestor depende del origen de los residuos, pero suele estar en el intervalo de 15 a 40%. El tiempo de residencia del reactor es entre 15 y 30 días, la temperatura de operación es de 50-58°C y el biogás producido está comprendido entre 100 y 200 m³/tonelada, con un contenido en metano del 55% (Jong et al., 1993; Vandevivere et al., 2002; De Baere, 2000).

El proceso Kompogas es un sistema de digestión termófilico de alto contenido de sólidos que ha sido desarrollado en Suiza. Es similar al anterior con la diferencia de que el proceso tiene lugar en un reactor cilíndrico horizontal. Este reactor está equipado con un agitador guiado hidráulicamente, 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 (Jong et al., 1993; De Baere, 2000).

El sistema BRV se desarrolló en Suiza y es un sistema de conversión aerobio/anaerobio, en el que la fase anaerobia es el sistema Kampogas descrito anteriormente (Vandevivere et al., 2002).

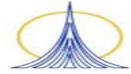
El proceso Biocell opera de forma discontinua y a temperaturas termófilicas. La alimentación del digestor, con una concentración de 30-40% de sólidos totales, se obtiene mezclando los residuos orgánicos entrantes con los sólidos digeridos obtenidos en la etapa anterior y se mantienen dentro del digestor hasta que la producción de biogás cesa. En 1997 una planta a escala industrial comenzó a funcionar en Leystad (Holanda). Esta planta trata 50 000 toneladas por año de residuos sólidos produciendo energía y composta. El tiempo de retención es de aproximadamente 21 días (Jong et al., 1993; Brummeler-ten, 2000).

Además de la tecnología de degradación húmeda, Linde ha patentado un proceso de fermentación seca que opera a temperaturas termófilicas o mesófilicas en un bio reactor tubular con orientación horizontal, lo que permite el control del tiempo de codigestión de purines, residuos de gastronomía y FORSU de Rügen (Alemania) y de tratamiento anaerobio/aerobio de FORSU y residuos vegetales de Baar-Blickendorf (Suiza) están basados en esta tecnología.

3.2. Digestión Anaerobia

Dentro de los sistemas de tratamiento biológico más utilizados se encuentra la digestión anaerobia. En esta, la materia orgánica se descompone por la acción de microorganismos en ausencia del oxígeno, produciendo metano y anhídrido carbónico (Winkler, 1994).

La digestión anaerobia con producción de metano, no es más que un proceso biológico catalizado 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).



3.2.1. Fases de la digestión anaerobia

Durante el proceso de digestión anaerobia se produce la fermentación de la fracción orgánica de los (RSU) de acuerdo con la concentración de sólidos totales presentes en el sustrato. La materia orgánica constituye el sustrato fundamental para el desarrollo de este proceso; el material de fermentación puede ser de origen animal tales como estiércol de ganado vacuno, cerdos, ovejas, caballos, aves y otros de origen vegetal, tales como; pulpa de café, conchas de papa, cascarilla de arroz, material biodegradable de residuos sólidos urbanos y aguas residuales de letrina y cocina sin contenido de jabón.

El proceso de digestión anaerobia consta de cuatro etapas fundamentales que ocurren secuencialmente (Griffin, 1998).

3.2.1.1. *Hidrólisis*

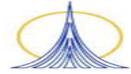
La hidrólisis es un proceso físico, químico o biológico que consiste en generar un rompimiento de las macromoléculas formadas principalmente por carbohidratos, proteínas y grasas que contienen una estructura compleja; este rompimiento es llevado a cabo con fines específicos según el tipo de proceso seleccionado para el caso de la digestión anaerobia es considerada la etapa limitante por la complejidad de las moléculas (Yehuda, 2000).

El efecto de la hidrólisis en el proceso global es muy significativo, dado que en la medida en que aumente la concentración de sustancias solubles o hidrolizados de menor tamaño molecular como productos generados en ésta fase y su posterior destino como sustrato para las siguientes etapas del proceso, es de esperarse un mayor rendimiento de la fase metanogénica y por ende un incremento en la eficiencia global del proceso anaerobio.

De ésta manera la fase hidrolítica constituye la etapa limitante del proceso en general, por lo tanto su estudio es de gran relevancia para poder establecer las condiciones de operación más favorables (temperatura, pH y tiempo de retención hidráulico) para un biodigestor anaerobio especializado en esta fase, en donde los niveles de producción de ácidos grasos volátiles por kilogramo de sustrato alimentado sean los más adecuados (Argüelles-Castillo, 2005).

3.2.1.2. *Acidogénesis*

Esta etapa se efectúa por la acción de microorganismos acidificadores, quienes toman los productos obtenidos en la etapa hidrolítica para poder realizar su metabolismo, generando una gama de ácidos orgánicos carboxílicos de diferentes números de carbono entre estos están fórmico, valérico, acético, propiónico, butírico. Así los hidratos de carbono, los lípidos y las proteínas pueden conducir a la formación de ácidos grasos volátiles por distintas rutas metabólicas.



3.2.1.3. Acetogénesis

Los productos de más de dos carbonos provenientes de la etapa anterior son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono por un grupo de bacterias que aportan aproximadamente el 54% de hidrógeno que se utilizará en la formación de metano. En la homoacetogénesis ocurre igualmente la formación de ácido acético pero autotróficamente; es decir a partir de hidrógeno y dióxido de carbono. La función que desempeñan estos microorganismos dentro de los sistemas anaerobios no se encuentra bien definida, sin embargo su presencia evita la pérdida de hidrógeno y dióxido de carbono durante el crecimiento de compuestos multicarbonados lo que implica eficiencia termodinámica.

3.2.1.4. Metanogénesis

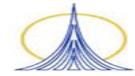
En esta etapa ocurre el consumo de ácido acético y de algunos alcoholes producidos por la fermentación de azúcares, obteniéndose como compuestos finales del proceso metabólico metano y dióxido de carbono. Por otro lado también se obtiene un efluente semisólido mucho menos agresivo en cuanto a poblaciones bacterianas, que el afluente, el cual puede ser usado como acondicionador de suelos (Themelis, 2002).

En esta etapa las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas, es decir, no pueden tolerar ni siquiera pequeñas cantidades de oxígeno. Aquí, la mayor parte de la energía química contenida en el sustrato es convertida en metano por la actuación de las *Archaea* metanogénicas. Este grupo no bacteriano requiere unas condiciones ambientales más estrictas para su desarrollo de las condiciones admisibles por los microorganismos acidogénicos. La principal característica de este grupo es la formación de metano a partir de un grupo limitado de sustratos: H_2 y CO_2 , acetato, metanol y mono-, di- y tri-aminas fundamentalmente.

Existe una relación entre las *Archaea* metanogénicas y el resto de microorganismo implicados en el proceso. Se establecen sinergias de crecimiento entre *Archaea* metanogénicas y no metanogénicas a través de delicados equilibrios relacionados con los niveles de ácidos e H_2 . Las *Archaea* metanogénicas pueden consumir el H_2 generado en las etapas anteriores consiguiendo mantenerlo en un nivel bajo de modo que se pueden desarrollar algunos grupos acidogénicos que solo crecen en estas condiciones. Como es el caso de las bacterias acetogénicas protón-reductoras.

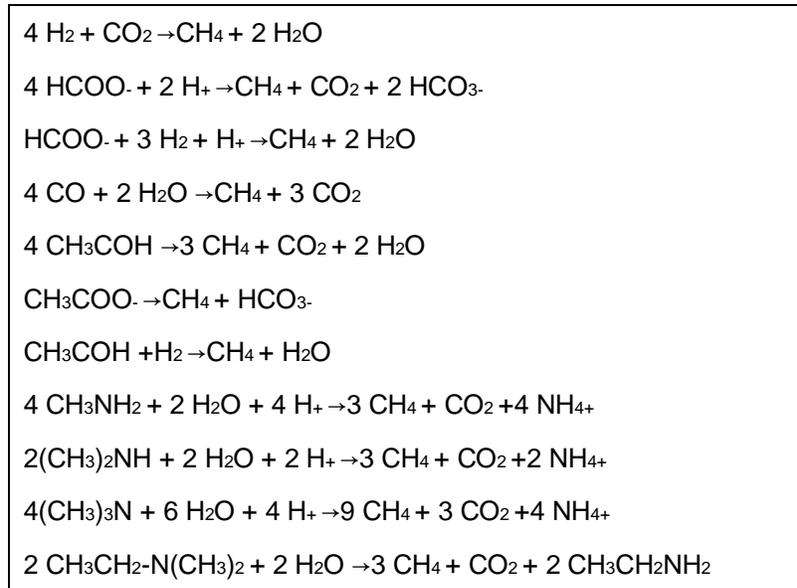
En ausencia de la metanogénesis, el sistema podría alcanzar niveles excesivos de acidez e inhibirse completamente. Dependiendo del sustrato que consuman para generar metano, se puede distinguir dos grandes grupos de bacterias metanogénicas:

- *Archaea* metanogénicas acetoclásticas (*Archaea* methanosarcina y methanotrix).
- *Archaea* utilizadoras de hidrógeno.



Las diferentes vías de producción implicadas en la metanogénesis se esquematizan en la tabla 3.1.

Tabla 3.1. Posibles reacciones metanogénicas.



3.2.2. Factores que afectan la hidrólisis

3.2.2.1. Temperatura

Este factor es uno de los más influyentes en el proceso de digestión anaerobia ya que controla la actividad de los microorganismos, a medida que aumenta la temperatura, las reacciones enzimáticas son más rápidas y el crecimiento también se hace más rápido. Sin embargo, por encima de una cierta temperatura, las proteínas, ácidos nucleicos y otros componentes celulares pueden dañarse irreversiblemente. Por encima de este punto las funciones se detienen. Por lo tanto para cada microorganismo, existe una temperatura mínima por debajo de la cual no existe crecimiento, una temperatura óptima, a la cual el crecimiento es el más rápido posible y una temperatura máxima, por encima de la cual no existe crecimiento (Madigan *et al.*, 1998).

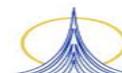
Los microorganismos anaerobios pueden desarrollarse en un amplio rango de temperaturas, que oscila entre los -5°C y los 80°C (Bayley y Ollis, 1986), y se clasifican en tres grandes grupos dependiendo del rango óptimo para su crecimiento (Mosey, 1986).

Psicofílicas: Temperatura $< 15^\circ\text{C}$, con un óptimo a 15°C .

Mesofílicas: $15^\circ\text{C} < \text{Temperatura} < 45^\circ\text{C}$, con un óptimo a 35°C .

Termofílicas: $50^\circ\text{C} < \text{Temperatura} < 80^\circ\text{C}$, con un óptimo a 55°C .

Dependiendo de la temperatura actuarán diferentes tipos de bacterias en cada una de las etapas para la producción final de biogás. La digestión psicrófila requiere de tiempos de



retención mayores. Aunque la metanogénesis puede producirse hasta los 4°C, no se han descrito *Archaea* metanogénicas psicrófilicas.

Los microorganismos mesófilos, son más resistentes a las variaciones de temperatura y pH. Los microorganismos termófilos tienen mayor actividad metanogénica pero no toleran cambios severos en la temperatura y el pH (Argüelles-Castillo, 2000).

3.2.2.2. pH

El efecto del pH se refleja en la cantidad, tipo de productos formados y su toxicidad. Este factor no solo afecta a los microorganismos, sino también solubilidades y los equilibrios de los componentes orgánicos e inorgánicos potencialmente influyentes en el proceso (Stover, 1994). La distribución de AGV presentes en el medio está en función del pH, es decir, este parámetro determina el tipo de fermentación. El intervalo óptimo para este caso es 7.

3.2.2.3. Nutrientes

Para poder llevar a cabo la fermentación de materia orgánica es fundamental la existencia de nitrógeno (N), carbono (C) y fósforo (P) para el crecimiento de la biomasa, además de otros micronutrientes como son sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), hierro (Fe), níquel (Ni), etc. (Stover, 1994). Diversos experimentos muestran que la actividad metabólica de los metanógenos es mayor con relaciones de C/N entre 8 y 20. Esta relación depende de la especie de bacteria y del sustrato.

Cada nutriente desempeña una función específica pues mientras que el fósforo interviene en la síntesis de ácidos nucleicos, el potasio incrementa la permeabilidad de la pared celular, lo que ayuda al intercambio de nutrientes; un micronutriente de gran importancia es el molibdeno ya que su presencia ayuda a inhibir el desarrollo de las bacterias sulfatoreductoras, responsables de la producción de H₂S (Kayhanian, 1995).

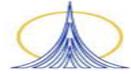
3.2.2.4. Inhibidores

Las concentraciones límites de algunas sustancias se muestran en la tabla 3.2.

Tabla 3.2. Concentración Límite Inhibidora en la Hidrólisis

Sustancia	mg/l
Cobre	10 – 250
Calcio	8.000
Sodio	8.000
Magnesio	3.000
Sulfatos	200
Níquel	100 – 1.000
Zinc	350 – 1.000

Fuente: www.gtz.de 2002



Elementos tales como cationes metálicos livianos y metales pesados, según la concentración en que se encuentren en el medio, pueden ser tóxicos o inhibidores. La toxicidad de algunos productos de la degradación dependerá del pH y de la capacidad amortiguadora del sistema.

3.2.2.5. Otros factores

La agitación es un parámetro importante en los sistemas de digestión anaerobia ya que con ella se consigue la remoción del gas, la mezcla homogénea del nuevo sustrato y la población bacteriana, evita la formación de costras en la superficie y la sedimentación. También son eliminados los gradientes de temperatura y concentración de sustancias en el reactor, previene además la formación de espacios muertos en el digestor y mantiene uniforme la densidad poblacional de microorganismos en el mismo (Argüelles-Castillo, 2000).

Otro factor importante es el tamaño de partícula de tal manera que se pueda generar suficiente área superficial para el contacto con los microorganismos y de esta manera puedan aprovechar con mayor eficiencia dicho sustrato

3.2.3. Transformación del material orgánico

Generalmente el material orgánico, ya sea disuelto o suspendido, es cuantificado mediante la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DQO), la cual indica la cantidad de material orgánico susceptible a ser oxidado químicamente, (ver figura 3.1).

La figura 3.1 muestra cómo es que la FORSU en su fracción suspendida existe un fragmento orgánico de organismos vivos o biomasa, la cual presenta organismos viables o con capacidad de reproducirse en condiciones anaerobias, que son responsables de la hidrólisis y acidogénesis. Los productos de estas transformaciones pasan a formar parte de la fracción disuelta de la FORSU.

También se pueden someter a hidrólisis los microorganismos no viables, que se encuentran en la fracción suspendida de la FORSU, estos microorganismos son aquellos que no pueden vivir bajo condiciones anaerobias o no pueden reproducirse.

El material orgánico biodegradable contenido en la parte suspendida de la FORSU luego de una hidrólisis pasa fácilmente a ser material disuelto. En esta parte suspendida también existe material que a pesar de ser orgánico no es biodegradable.

Luego en la parte disuelta existe una parte de material orgánico biodegradable que es el utilizado para la producción de ácidos grasos volátiles, también existe una fracción de inorgánicos disponibles para los microorganismos y sus necesidades.

Pero igual que en la fase suspendida en la disuelta existe material orgánico que no es biodegradable o no susceptible a ser degradado fácilmente por los microorganismos.

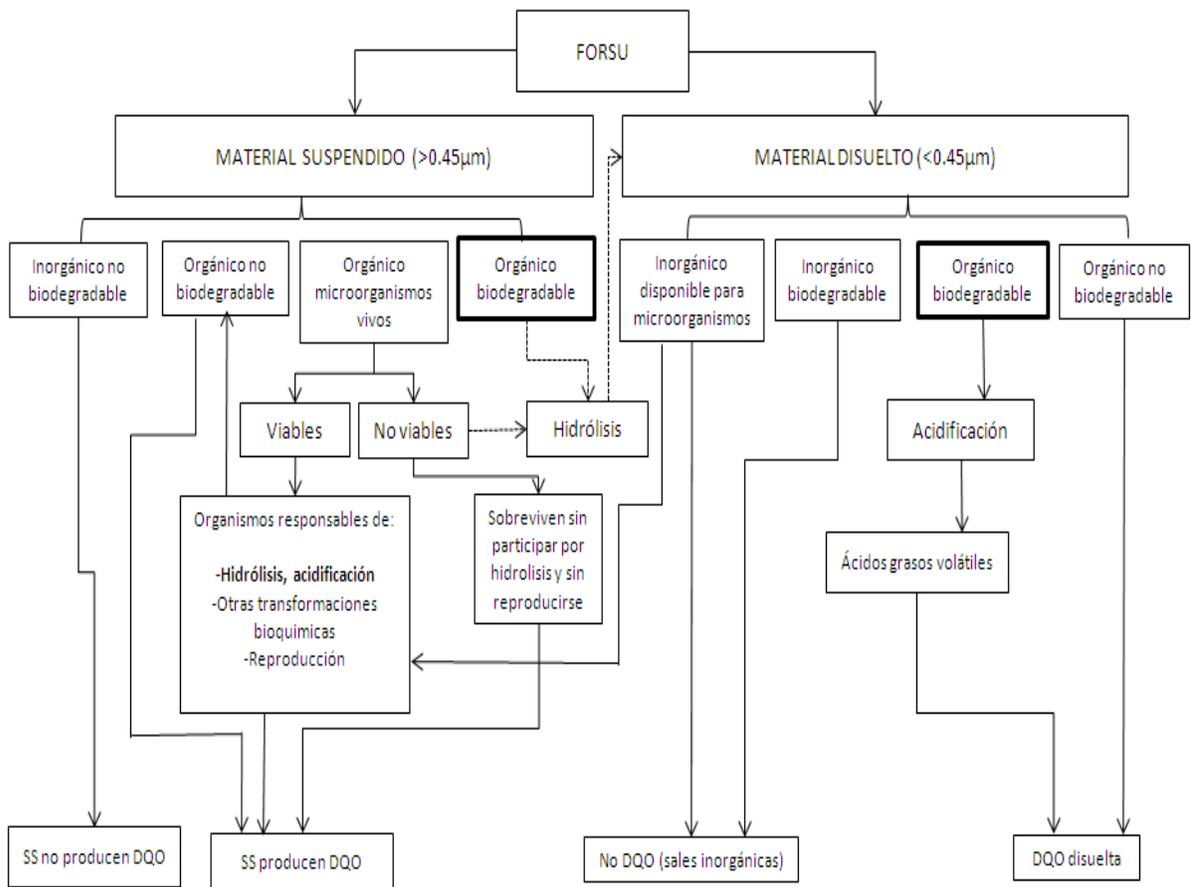


Figura 3.1. Esquema con transformaciones de material suspendido y disuelto durante la hidrólisis y acidificación (Adaptado de González- Martínez, 2008)

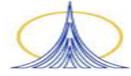
3.2.4. Ventajas y desventajas

Ventajas:

- Se ahorra el costo de la energía necesaria para la transferencia de oxígeno. Además la materia que no se ve afectada en la digestión aerobia como la celulosa y las que causan problemas como las materias grasas, son descompuestas por digestión anaerobia (Winkler, 1994).
- Genera escasa cantidad de biomasa.
- Favorece la desinfección (eliminación de patógenos).
- El metano generado puede aprovecharse como combustible.

Desventajas:

- La digestión anaerobia es lenta y sensible a la inhibición, es un proceso inestable. Tiene un costo de inversión alto (Winkler, 1994)



- Generalmente el arranque de los sistemas anaerobios requieren de tiempos prolongados debido a la baja eficiencia en el crecimiento de las bacterias.
- Durante el proceso se pueden tratar residuos con azufre y proteínas dando origen a olores desagradables por la formación de H_2S y NH_3 (Argüelles- Castillo, 2005)

3.3. Hidrólisis

La hidrólisis de macromoléculas, en monómeros o polímeros de menos tamaño es realizada por las enzimas extracelulares y ocurre fuera de la pared celular, sin la hidrólisis las moléculas de alto peso molecular no pueden ser absorbidas ni utilizadas por las bacterias como fuente de carbón y energía (Guang et al., 2008).

La asimilación de compuestos heterogéneos, particularmente los polímeros (polisacáridos, proteínas, lípidos), requieren de una hidrólisis llevada a cabo por medio de enzimas extracelulares. Estas transforman la materia orgánica insoluble en compuestos solubles (monosacáridos, aminoácidos y grasas superiores). Todos los materiales orgánicos que se encuentran en la FORSU son degradados a diferente velocidad. Las partículas grandes con alta proporción área/volumen son hidrolizadas más lentamente que las partículas pequeñas (Eastman y Ferguson, 1981). Luego de que se producen aminoácidos, péptidos, monosacáridos, ácidos grasos, polioles o fenoles, estos son tomados por las bacterias acidogénicas para ser fermentados y obtener principalmente AGV.

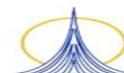
3.3.1. Hidrólisis de polisacáridos

En general los hidratos de carbono existentes en la naturaleza son polisacáridos de alto peso molecular (lignina, hemicelulosa, celulosa, pectina y almidón). En el exterior de la célula, los polisacáridos son degradados hasta monosacáridos, que sirven de sustrato a las bacterias acidogénicas. Comúnmente la transformación de los polisacáridos conduce a la formación de glucosa, la cual es el punto de partida de las principales vías del catabolismo celular (Alexander, 1980).

Las bacterias con capacidad de hidrolizar los polisacáridos (celulosa, hemicelulosa, lignina, almidón, pectinas, etc.) se conocen como bacterias hidrolíticas de polisacáridos. En este grupo se reportan los siguiente géneros: *Clostridium*, *Acetovidrio*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Eubacterium*, *Streptococcus*, entre otras.

3.3.2. Hidrólisis de proteínas

Las proteínas son polímeros orgánicos de elevado peso molecular compuestos por una cadena larga de aminoácidos. Para entrar en la célula la molécula debe ser hidrolizada por medio de enzimas proteolíticas (proteasas) que rompen los enlaces peptídicos de las proteínas y péptidos. De esta forma se obtienen como productos de esta reacción polipéptidos, péptidos simples y aminoácidos libres. Estos se difunden lentamente por ósmosis a través de la membrana semipermeable al interior de la célula (Alexander, 1980).



Los microorganismos encargados de la degradación de proteínas a polipéptidos y aminoácidos por actividad proteolítica son las bacterias proteolíticas. En este grupo se tienen los los géneros: *Clostridium*, *Pectococcus*, *Bacteroides*, *Bacillus*, *Micrococcus* y otras (Gaudy, 1980).

3.3.3. Hidrólisis de lípidos

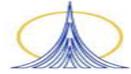
Los lípidos o grasas son moléculas orgánicas insolubles en agua, las cuales son hidrolizadas a glicerol y ácidos grasos de cadena larga (esteárico, palmítico, oléico, linoléico, etc.) por medio de exo o endoenzimas denominadas lipasas, excretadas al medio por bacterias lipolíticas (Scriban, 1984).). Por otro lado, Gujer y Zehnder (1983) señalan que durante la hidrólisis de lípidos se obtienen principalmente ácidos grasos superiores, de los cuales sólo el 5% contribuyen a la producción de ácidos grasos volátiles.

La hidrólisis dependerá de la solubilidad del ácido, la cual a su vez es función del pH. Por tanto a altos valores de pH la solubilidad aumenta y a bajos valores disminuye, por lo tanto la hidrólisis tendrá un comportamiento o tendencia similar.

Para completar el metabolismo de los lípidos se requiere hidrolizar estos a ácidos grasos superiores y glicerol u otros productos de lo cual se encargan las bacterias lipolíticas. En este género se encuentran las bacterias: *Clostridium*, *Micrococcus*, *Staphylococcus*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, etc., (Scriban, 1984)(ver tabla 3.3).

Tabla 3.3. Hidrólisis de polímeros bajo condiciones anaerobias (Gujer y Zehnder, 1983)

Polímeros	Productos de hidrólisis	Enzimas y organismos	Rapidez de hidrólisis Kp (l/d)	Temperatura (°C)
Lípidos	Ácidos grasos	<i>Lipasa</i>	0.4-0.6 (Esteres de Ác. Grasos)	35-40
	Glicerol	<i>Clostridium</i>	0.6-1.7 (Grasas)	35-40
	Alcoholes		0.08 (Lípidos)	34
Proteínas	Polipéptidos	<i>Proteasa</i>	0.02	34
	Oligopéptidos	<i>Peptidasa</i>	0.03	35
	Aminoácidos	<i>Proteus Vulgaris</i>		
Celulosa	Polisacáridos	<i>Celulasa</i>	0.04	35
	Oligosacáridos	<i>Hongos</i>	0.13	34
	Glucosa			
Hemicelulosa	Polisacáridos Oligosacáridos Hexosas	<i>Hemicelulosa</i> <i>Xilanasa</i> <i>Hongos</i>	0.54	35



3.4. Fermentación

En el tratamiento anaerobio de la FORSU se utiliza la fermentación anaerobia para la hidrólisis y la transformación de moléculas de mayor tamaño a otras solubles como los ácidos grasos volátiles (AGV). Los procesos de fermentación son aquellos procesos donde se obtiene energía a partir de que un hidrógeno, producto de la oxidación de los compuestos de carbono, pasa a un receptor orgánico de electrones (Cuevas et al., 1998).

Según el producto prioritario, se nombra a la fermentación como alcohólica, propiónica, acética, butírica, fórmica, láctica. En general se emplea el término fermentación para hacer referencia a los procesos que generan alcohol y ácido láctico; sin embargo, como existen otros productos de estos procesos que en su mayoría son ácidos grasos volátiles AGV, se emplea el término acidogénesis (Schlegel, 1991).

Los monosacáridos y aminoácidos generados en la etapa de hidrólisis de polímeros son el sustrato que utilizan las bacterias acidogénicas para obtener energía por medio de fermentación con lo que se obtienen principalmente ácido acético y otros AGV. El grado de fermentación de los sustratos se ve reflejado por el tipo y cantidad de bacterias existentes en el medio.

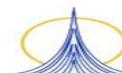
Las bacterias fermentativas pueden ser tanto facultativas como anaerobias estrictas de crecimiento rápido, fermentan los monosacáridos y aminoácidos, mientras que los productos también están en función de la concentración de hidrógeno en el medio. Las bacterias encargadas de esta etapa son: *Bacteroides*, *Bacillus*, *Enterobacteriaceae*, *Acetobacterium*, *Clostridium*, *Ilyobacter*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Serratia*, *Veillonella*, *Pectococcus anaerobius*, entre otras (Gaudy, 1980; Schlegel, 1988; Guyot, 1990; Soubes, 1994).

3.4.1. Fermentación de monosacáridos

En este proceso los microorganismos metabolizan el piruvato, especialmente bacterias anaerobias estrictas y facultativas. Luego de esto, según el tipo de microorganismo y las condiciones del medio se forman diferentes productos. Entre los más importantes generados en esta etapa están: lactato, propionato, acetato, butanodiol, formiato, isopropanol, e hidrógeno (Soubes, 1994).

3.4.2. Fermentación alcohólica

Este tipo de fermentación es muy común entre levaduras, siendo muy pocas las bacterias capaces de realizarla. En reactores anaerobios el alcohol aparece como producto secundario de la fermentación de hexosas y pentosas llevada a cabo por bacterias anaerobias y facultativas (Mackie y Bryant, 1981). En el transcurso de esta fermentación, el ácido pirúvico es descarboxilado a acetaldehído y CO₂. La reacción de acetaldehído produce etanol, aunque se pueden formar otras sustancias en menor proporción en especial glicerol o ácido

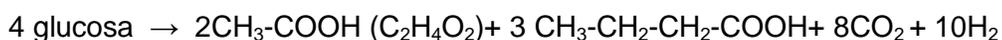


acético. Este tipo de fermentación se lleva a cabo en medio ácido (pH 5-6), mientras que en medio alcalino el glicerol y el ácido acético se acumulan a medida que aumenta el pH.



3.4.3. Fermentación butírica

El ácido butírico se produce por condensación de dos moléculas de acetil coenzima A en acetoacetato, el cual inmediatamente es reducido a β -hidroxibutirato y posteriormente a butirato. Una parte de acetil-CoA se forma a partir de piruvato. De esta manera se obtiene adenosin-5-trifosfato (ATP) y ácido acético. Cuando la bacteria *Clostridium butyricum* lleva a cabo esta reacción, a partir de glucosa, la reacción se expresa como se muestra en la siguiente ecuación:

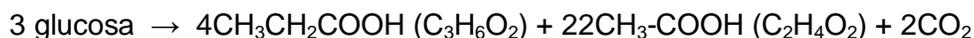


3.4.4. Fermentación acetona-butírica

Algunas bacterias (*clostridium*) producen en la fermentación butírica otros productos como: alcoholes (butanol, etanol, isopropanol) y acetona. En este caso la reducción del butirato se lleva a cabo hasta alcohol butírico, al mismo tiempo una enzima específica descarboxila una parte del acetoacetato a acetona, y esta puede reducirse posteriormente a alcohol isopropílico por ciertos microorganismos.

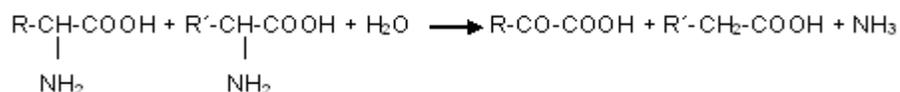
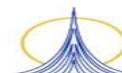
3.4.5. Fermentación propiónica

Diversas bacterias anaerobias estrictas o facultativas producen ácido propiónico por fermentación, además de ácido acético, bióxido de carbono y eventualmente ácido succínico. El ácido propiónico se forma por reducción del piruvato, siendo intermediario el ácido láctico. Cuando *propionibacterium* lleva a cabo esta reacción, el balance global puede expresarse por medio de la siguiente ecuación:



3.4.6. Fermentación de aminoácidos

Los aminoácidos generados en la etapa de hidrólisis (alanina, glicina, glutamato y lisina) pueden fermentarse directamente o en parejas por medio de la reacción de Stickland, que se muestra en la siguiente tabla. Numerosas bacterias anaerobias estrictas (*clostridium*) presentan esta reacción de oxidación-reducción acoplada entre dos aminoácidos, donde uno sirve como receptor de hidrógeno y otro como donador, tal como se ve en la siguiente ecuación.



Este método de fermentación final no permite que los aminoácidos sean fermentados individualmente para utilizarse como fuente de energía (tabla 2.4).

Tabla 3.4. Reacciones de Strickland (Soubes, 1994)

Donador de H ⁺		Receptor de H ⁺	
Sustrato	Producto	Sustrato	Producto
Alanina	Acetato+CO ₂ +NH ₃	Glicina	Acetato+NH ₃
Leucina	3 metilbutirato+CO ₂ +NH ₃	Prolina	5 aminovalerato
		Fenilalanina	Fenilpropionato+NH ₃
Isoleucina	2 metilbutirato+CO ₂ +NH ₃	Triptofano	Indolpropionato+NH ₃
Valina	2 metilpropionato+CO ₂ +NH ₃	Omitina	5 aminovalerato+NH ₃
Fenilalanina	Fenilacetato+CO ₂ +NH ₃	Leucina	4 metilvalerato+NH ₃
Triptófano	indolacetato+CO ₂ +NH ₃	Betaina	Acetato+trimetilamina
Histidina	Glutamato+CO ₂ +NH ₃	sarcosina	Acetato+metilamina

3.5. β-oxidación

En esta etapa los alcoholes, ácidos grasos y compuestos aromáticos generados en la fase de hidrólisis, se degradan para producir ácido acético, bióxido de carbono e hidrógeno.

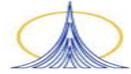
La oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga es un proceso donde, el hidrógeno molecular es el principal donador de electrones. Este último es producido por la oxidación de nucleótidos de piridina reducidos y ferredoxina. Jeris y McCarty (1965) demostraron que la degradación de ácidos grasos de cadena larga en los reactores anaerobios ocurre por β-oxidación.

La β-oxidación es la remoción sucesiva de unidades de acetato (C₂) de las cadenas largas de ácidos grasos por la transformación en el correspondiente tioéster de coenzima-A (CoA), reacción que depende del adenosin trifosfato (ATP). En este proceso por fosforilación a nivel sustrato, siendo el principal consumidor de electrones el hidrógeno el cual, al acumularse a pH bajos (menores a 6.8) inhibe la oxidación anaerobia de los ácidos grasos de cadena larga (Soubes, 1994).

3.6. Caracterización de la FORSU

3.6.1. Sólidos

En la bibliografía se definen principalmente tres tipos de sólidos, los Sólidos Disueltos Totales (SDT) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST), a la suma de SDT y SST, se le conoce como Sólidos Totales (STT). El límite entre los sólidos suspendidos y los sólidos disueltos se determina basándose en el tamaño de las partículas que los constituyen.



Se mencionan cuatro tipos de fracciones de sólidos basándose en el tamaño de sus partículas: sedimentables ($> 100 \mu\text{m}$), supracoloidales ($1-100 \mu\text{m}$), coloidales ($1\text{nm}-1\mu\text{m}$) y solubles ($<1 \text{ nm}$) (Barajas-López, 2002).

El tamaño de las partículas afecta la transformación biológica del sustrato, las partículas relativamente grandes, tienen un tiempo de metabolización mayor. Por otro lado los sólidos volátiles representan la porción de material orgánico fermentable, los sólidos fijos y una porción de sólidos volátiles son no biodegradables, entonces, el tamaño de sustrato determina el nivel de actividad bioquímica que ocurre en el reactor (Hilkiah-Igoni *et al.*, 2007).

3.6.2. Demanda bioquímica de oxígeno

La DBO es la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica. Este parámetro se emplea para:

- Determinar la cantidad aproximada de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente.
- Dimensionar las instalaciones de tratamiento.
- Medir la eficacia de algunos procesos de tratamiento
- Controlar el cumplimiento de las limitaciones a que están sujetos los vertidos.

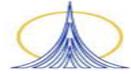
La oxidación bioquímica es un proceso lento, cuya duración es, en teoría, infinita. En un periodo de 20 días se completa la oxidación del 95 al 99% de la materia carbonosa, y en los 5 días que dura el ensayo de la DBO se llega a oxidar entre el 60 y el 70% (Metcalf, 2004).

3.6.3. Demanda química de oxígeno

La DQO expresa el contenido de compuestos carbonosos, incluyendo la fracción biodegradable y la no biodegradable, las cuales tienen una parte soluble y otra particulada (Metcalf y Eddy, 2004).

La DQO disuelta comprende material carbonoso biodegradable como AGV y otros más complejos, así como una fracción no biodegradable. Esta fracción disuelta es importante para los procesos biológicos ya que es más rápidamente asimilada por la biomasa. La fracción biodegradable particulada requiere ser disuelta o hidrolizada por enzimas extracelulares y por lo tanto su tasa de asimilación es menor (Metcalf y Eddy, 2004).

La DQO da el valor del contenido orgánico total de un residuo, sea o no biodegradable, de manera que la relación DBO/DQO constituye una guía para la proporción de las materias orgánicas presentes y que son biodegradables. Se debe tener cuidado en este caso, ya que ciertas sustancias, como la celulosa, son biodegradables, pero sólo por vía anaerobia, por lo que no contribuyen a la determinación aerobia de la DBO. (Winkler, 1994)



La Demanda Química de Oxígeno, DQO, mide, expresada en oxígeno, la porción de materia orgánica, biodegradable o no, de una muestra que es susceptible de oxidación por un fuerte oxidante químico. (Argüelles-Castillo, 2005)

3.6.4. Fósforo

Este constituye uno de los elementos fundamentales para el desarrollo de procesos metabólicos esenciales como el crecimiento, la división celular, la síntesis de energía y de componentes de la membrana. Puede provocar inhibición de dos formas, primero por la competencia de los mismos sustratos (hidrógeno y ácido acético) entre metanogénicas y sulfato-reductoras, la segunda es una inhibición directa del crecimiento metanogénico por la presencia de sulfuros solubles.

3.6.5. Nitrógeno

Durante el proceso anaerobio, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, una concentración excesiva de este también puede limitar su crecimiento.

El nitrógeno amoniacal procede fundamentalmente de la hidrólisis de proteínas y en exceso provocan inhibición de la actividad microbiana (ShihSung et al., 2003). No obstante, autores como Foster (2003) o Álvarez (2005) no han detectado inhibición del sistema al trabajar con altas concentraciones de amonio superiores a 2700 mgN-NH₃/ L trabajando con el mismo tipo de residuos.

3.6.6. Potencial de metano

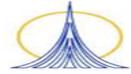
En general la degradación metanogénica de cada sustrato depende tanto de la naturaleza inicial del mismo, como de la ruta metabólica seleccionada por los microorganismos para su degradación. El acetato participa en el 70% de las fermentaciones que producen metano, mientras que la vía de H₂ + CO₂ representa el 30% restante (Jeris, 1965).

3.7. Pretratamientos de FORSU

3.7.1. Mecánico

El pretratamiento mecánico puede llevar en algunos casos a la disminución del tamaño de los sólidos presentes en el residuo y en otros a la destrucción de las células, tal como sucede durante el tratamiento previo de los lodos activos que son finalmente estabilizados por vía anaerobia.

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.



Estudios basados en este principio fueron llevados a cabo por Jerger et al. (1983) concluyeron que la velocidad de producción de gas CH₄ está significativamente afectada por el tamaño de partícula. 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.

3.7.2. Químico

Diferentes estudios reportan agentes alcalinos como el hidróxido de sodio (NaOH), hidróxido de potasio (KOH), hidróxido de magnesio (Mg(OH)₂) y hidróxido de calcio (Ca(OH)₂) y han concluido que la sosa es el agente alcalino con el cual se consigue mejores resultados en cuanto a solubilización de la DQO con pequeñas dosis. Además se ha demostrado que logra solubilizar el material nitrocelulósico hacia carbono orgánico soluble (Allegan et al, 1994). El procedimiento consiste en adicionar la dosis de sosa sobre el residuo a temperatura ambiente (25°C), con un tiempo de contacto de 24 horas (Lin et al, 1997). Luego de este periodo de tiempo, se sacan las muestras y se filtran con una malla de Nylon de 20 micras de tamaño de poro o se centrifuga, obteniéndose una fracción líquida (sobrenadante) y otra sólida (precipitado). La dosis de NaOH ensayadas en bibliografía varía de un autor a otro:

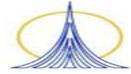
- 20 meq/L = 0.8g/L (Lin et al., 1997).
- 20-80 (60) meq/L = 2.4g/L (Lin, C. and Lee Y., 2002).
- 175 meq/L = 7g/L (Kim et al., 2003).

Algunos autores señalan que cuanto mayor es la proporción de STT entre dos lodos diferentes, mayor es la eliminación de la materia orgánica para una misma dosis de NaOH e igual tiempo de retención. De hecho, un lodo con una concentración de STT de 2% presenta una reducción de la DQO del 47%, frente al 39% de otro lodo con una concentración de STT del 1%; el THR era de 7.5 y la dosis de NaOH empleada 20 meq/L (Rajan et al., 1989; Lin et al., 1997)

El pretratamiento alcalino se ha estudiado principalmente en residuos celulósicos para diversos fines. La aplicación de álcalis como el NaOH, produce la ruptura de la lignina. De esta forma se incrementa el área superficial de la celulosa, además de producirse una disminución en su cristalinidad, Jerger et al. (1983) registraron una mejora de la velocidad de producción de gas CH₄ utilizando tres especies diferentes de residuos forestales, tratados previamente con una disolución de NaOH al 17%.

Con el pretratamiento químico puede alcanzarse un nivel de solubilización de hasta un 46%, adicionando entre 5-40meq/L de NaOH. El empleo de NaOH produce mayor nivel de solubilización si se compara con otros álcalis como por ejemplo cal.

El medio alcalino produce un hinchamiento en las partículas orgánicas, haciéndolas más susceptibles al ataque enzimático. Tal efecto mejora la biodegradabilidad en la fase sólida,



en contraste con la hidrólisis ácida, donde el primer mecanismo es la solubilización del material orgánico (Baccay, 1984).

La capacidad buffer adicional, producto de la incorporación del álcali, podría ayudar a la neutralización de ácidos orgánicos (AGV) durante la etapa de digestión, atenuando el efecto inhibitor que podría causar. Esta capacidad buffer se consigue con una solución baja en concentración de sales, de modo que no inhiba la actividad microbiana, regularmente se mide su alcalinidad para asegurar que amortigüe el sistema.

3.7.3. Biológico

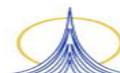
Actualmente se realizan diversos estudios para el tratamiento de residuos lignocelulósicos, con el empleo e inoculación de enzimas específicas capaces de hidrolizar este tipo de material (Ropars, 1992). En los pretratamientos anteriormente abordados las variables de operación suelen ser el tipo de inóculo de enzima, el porcentaje de inoculación de enzimas que se utilizará, la temperatura y el tiempo de contacto entre los residuos y las enzimas.

3.7.4. Térmico

El objetivo del pretratamiento térmico es modificar la estructura del sustrato orgánico para aumentar la fracción de la materia orgánica en forma soluble. Esto facilitara su metabolización en los tratamientos biológicos posteriores o en la recuperación de componentes útiles como nitrógeno y fósforo. El pretratamiento es conveniente para facilitar la estabilización, reducir el número de patógenos y puede ser realizado a un costo razonable, especialmente a temperaturas relativamente bajas (Müller, 2001).

Resumen de estudios sobre pretratamientos térmicos.

- Bougrier et al. (2006) comparan varios métodos de pretratamiento, para obtener el mejor resultado en cuanto a solubilización del sustrato, que obtienen cuando realizan un pretratamiento térmico entre 170 y 190 °C en intervalos de 1 y 1.5h. concluyen que el efecto del tiempo en estos tratamientos no fue importante. Además en otra investigación, (Bougrier, 2006) concluye que el aumento en la producción de metano resultante (25% de aumento a 19 °C) es suficiente para cubrir la demanda de energía necesaria para precalentar.
- Valo et al. (2004) reportan que un tratamiento térmico a 170 °C y 1 hora resultó en un 71% de remoción de DQO, 59% de reducción de los sólidos totales y un incremento del 54% en la producción de biogás.
- Barjenbruch et al. (2003) estudiaron tratamientos térmicos a 80, 90 y 121 °C durante 1 hora en autoclave con digestión anaerobia posterior y concluyen que el mayor aumento en la producción de biogás se observó a los 90 °C pero que una temperatura de 121 °C es mejor para la degradación de los sólidos suspendidos volátiles.



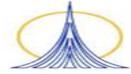
- Lu et al. (2007) operó un sistema de dos fases para el tratamiento. El primer paso consistió en una hidrólisis hipertermofílica a 70 °C y un TRH de 2 días seguida de una digestión anaerobia termofílica (55 °C). Este sistema consiguió un aumento del 12% en la remoción de SSV y mayor reducción de patógenos que un sistema de una sola fase termofílica. Además se incrementó el potencial de metano en 48% y en 115% la producción del mismo y por último se demostró que la energía extra requerida para el pretratamiento puede ser cubierta por el incremento de energía generada por la producción adicional de metano y que incluso habría energía en exceso.
- En la tabla 3.5 (Bougrier et al. 2008) se presenta una revisión bibliográfica de los impactos de diferentes pretratamientos térmicos en digestión anaerobia mesofílica.

A continuación en la tabla 3.5 se muestra un resumen de trabajos que estudiaron diferentes pretratamientos térmicos en la digestión anaerobia. Cada uno maneja diferentes condiciones, por lo cual presentan sus respectivos resultados. La tabla se presenta con la finalidad de permitir delimitar las diferentes temperaturas y tiempos de calentamiento que se propondrán para la presente investigación.

Tabla 3.5. Revisión bibliográfica de los impactos de diferentes pretratamientos térmicos en digestión anaerobia mesofílica. (Adaptado de Bougrier et al., 2008)

Referencia	Tratamiento térmico	Digestión Anaerobia	Resultados
Li y Noike (1992)	175°C 60min.	CSTR TRH = 5días	Aumento en la producción de biogás de 108 a 216 ml/g de DQO (+100%)
Tanaka et al. (1997)	180°C 60min.	Batch 8 días	Aumento en la producción de metano (+90%)
Barjenbruch y Kopplow (2003)	121°C 60min.	CSTR 20 días	Aumento en la producción de biogás de 350 a 420 ml/g de SSV (+20%)
Jeonsgsik et al. (2003)	170°C 60s.	Batch 7 días	Aumento en la producción de biogás de 3657 a 4843 l/m ³ de sustrato (+32%)
Dohanyos et al. (2004)	170°C 60min.	Batch 20 días Termofílico	Aumento en la producción de biogás (+49%)
Valo et al. (2004)	170°C 60min.	Batch 24 días	Aumento en la producción de biogás (+45%)
Valo et al. (2004)	175°C 40min.	CSTR 20días	Aumento en la producción de CH ₄ de 88 a 142 ml/g de DQO (+61%)
Graja et al. (2005)	170°C 30min.	Reactor de lecho modificado TRH = 2.9 días	65% de reducción de SST
Bougrier et al. (2006)	170°C 30min.	Batch 24 días	Aumento en la producción de CH ₄ de 221 a 333 ml/g de DQO (+50%)

Todos los trabajos consultados concluyen que el uso de un pretratamiento trae consigo varios beneficios. Sin embargo, la revisión bibliográfica también muestra que las temperaturas utilizadas para pretratamientos térmicos generalmente son altas (120-180 °C), en el presente trabajo con la intención de mejorar la hidrólisis y las etapas posteriores a ésta, se abarcará un intervalo de temperaturas relativamente bajas y tiempos de contacto cortos.



4. METODOLOGÍA

Para cumplir con los objetivos, la presente investigación requiere de una planeación de etapas metodológicas, esta sección describe esas etapas, además del análisis que se efectuó en cada una de ellas.

El trabajo experimental se dividió en dos etapas principales:

- Pretratamiento mecánico a tres tamaños de partícula y dos tipos de lixiviación.
- Pretratamiento térmico a diferentes tiempos y temperaturas.

La figura 4.1 muestra la metodología general y posteriormente se describe cada etapa a detalle.

4.1. Preparación de la muestra

Las muestras de residuos sólidos orgánicos, obtenidas durante un muestreo previo en cada una de las delegaciones del Distrito Federal, se mezclaron para obtener una muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México, con la que se trabajó durante el desarrollo del proyecto. Puesto que en estudios sobre residuos orgánicos el principal problema es lograr homogeneidad en la muestra, la preparación de esta, se llevó a cabo según lo indica la figura 4.2, para aminorar este problema.

Esta fase del proyecto tiene como punto de partida un muestreo previo, realizado en todas las estaciones de transferencia del Distrito Federal. Del muestreo se obtuvieron aproximadamente 10kg de residuos sólidos orgánicos por delegación. Las muestras fueron tomadas utilizando el método de cuarteo que indica la norma NMX-AA-015-1985.

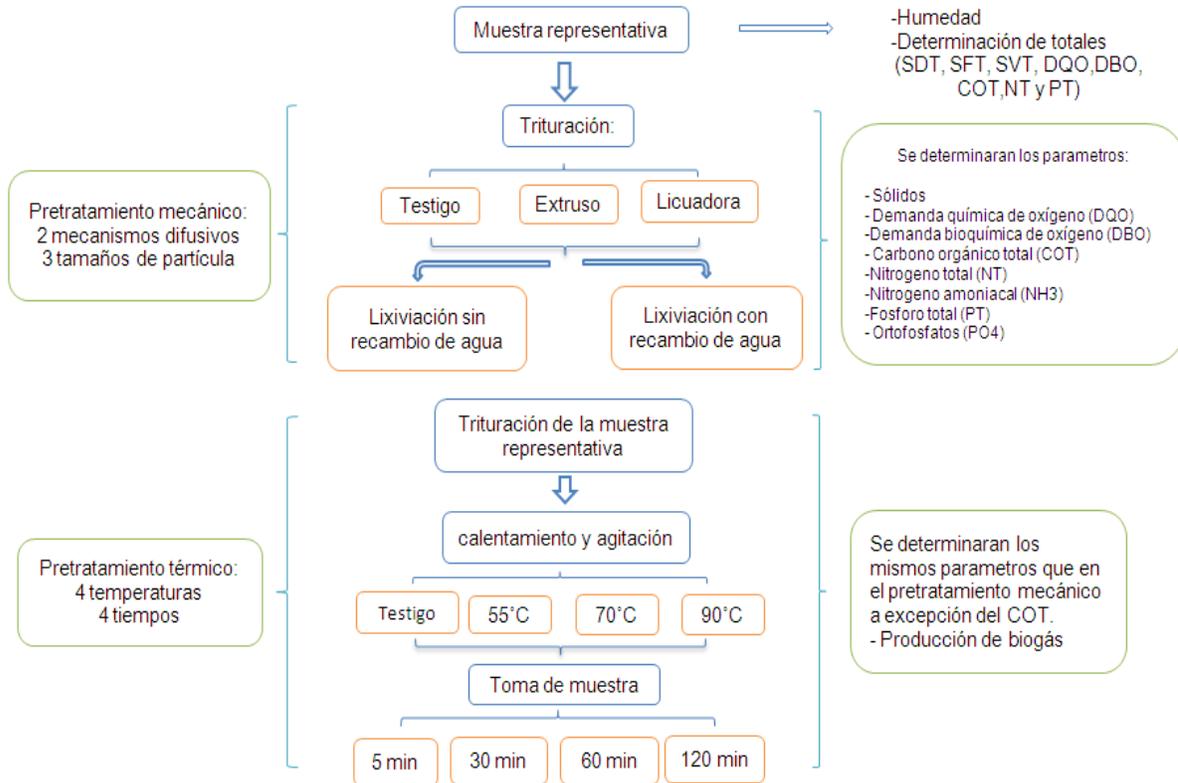


Figura 4.1. Metodología general.

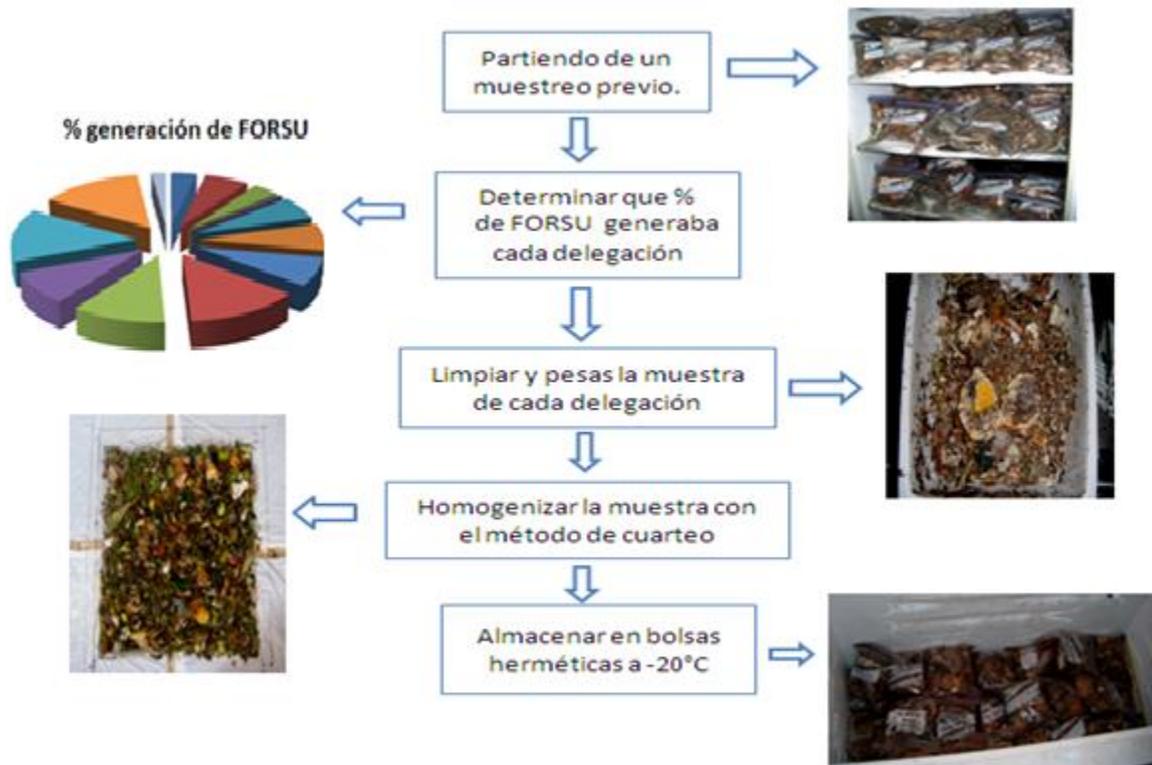
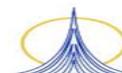


Figura 4.2. Preparación de la muestra representativa de la FORSU del Distrito Federal.



Con objeto de elaborar una muestra representativa, se determinó el porcentaje de residuos sólidos orgánicos que aportó cada delegación a la producción total de FORSU en el Distrito Federal, para lo cual se elaboró la tabla 4.1.

Tabla 4.1. Determinación del peso de la FORSU para una muestra representativa (Posadas, 2010; Inventario RSU, 2008).

Delegación del Distrito Federal	Producción de residuos sólidos (Ton/mes)	Fracción orgánica	Producción de FORSU (Ton/mes)	FORSU por delegación (%)	kg de muestra por estación
Xochimilco	13602	0.42	5713	3.6	2.75
Venustiano Carranza	21189	0.47	9959	6.3	4.79
Tlalpan	14976	0.40	5990	3.8	2.88
Milpalta	2241	0.35	784	0.5	0.38
Miguel Hidalgo	19947	0.50	9974	6.3	4.79
Gustavo A. Madero	24866	0.46	11438	7.3	5.50
Cuauhtémoc	25732	0.47	12094	7.7	5.81
Coyoacán	44812	0.48	21510	13.6	10.34
Azcapotzalco	38796	0.45	17458	11.1	8.39
Álvaro Obregón	33198	0.42	13943	8.8	6.70
Iztapalapa 1	35908	0.63	22622	14.4	10.87
Iztapalapa 2	35767	0.64	22891	14.5	11.00
Benito Juárez	7638	0.42	3206	2.0	1.54
Producción Total de FORSU en el DF			157582		75.73

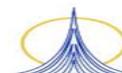
NOTA: El promedio mensual es de Noviembre y Diciembre que es cuando se muestreo.

Para generar la tabla 4.1 se consultó la publicación “Inventario de residuos sólidos del Distrito Federal, 2008”, donde se obtuvo la producción mensual de residuos sólidos urbanos por delegación. Después la fracción orgánica se consiguió durante el muestreo (Posadas, 2010). Cabe mencionar que estos datos corresponden a los meses de noviembre y diciembre de 2009, ya que a lo largo del año cambia la producción de residuos sólidos y la fracción orgánica.

La producción mensual de FORSU por delegación, se obtiene multiplicando la producción de residuos sólidos por la fracción orgánica de cada delegación. Ejemplo:

$$\text{Para Xochimilco} \quad (13602) \cdot (0.42) = 5712.8 \text{ ton/mes de FORSU.}$$

Sumando la producción mensual de FORSU de todas las delegaciones, se obtuvo la producción total de esta en el Distrito Federal, posteriormente se calculó la fracción que aportaba cada delegación a la producción total de FORSU, que es igual al porcentaje de residuos orgánicos que cada delegación aportó a la muestra representativa:



En Xochimilco $5713/157582 = 0.036*100 = 3.6\%$.

Para saber cuántos kilogramos de FORSU se requerían por delegación, se tomó como base Iztapalapa 2 por ser la que mayor porcentaje de residuos orgánicos aportaba (14.5%), de la cual se obtuvieron 11 kg durante el muestreo, los pesos de las demás delegaciones se obtuvieron por proporcionalidad.

Peso de Xochimilco $(3.6/14.5) 11 = 2.75$ kg.

Después se limpiaron las muestras verificando que no llevaran ningún tipo de residuo inorgánico, luego se pesó la cantidad de residuos orgánicos calculada para cada delegación.

Posteriormente se vaciaron en una lona los residuos orgánicos pesados de cada delegación y utilizando el método de cuarteo se homogenizó la muestra, en seguida se almacenó en bolsas herméticas, a una temperatura de -20°C .

4.2. Pretratamiento mecánico

Este pretratamiento tiene como objetivos primero obtener la composición de la FORSU de la Ciudad de México, lo que indica su máximo potencial para ser utilizada biológicamente, determinar la capacidad de arrastre que tiene cada tipo de lixiviación y por último observar el efecto que tiene la variación del tamaño de partícula en la solubilidad de la FORSU.

4.2.1. Trituración de la muestra

Se estima que mientras más pequeña sea la molécula más soluble será, para comprobar esta hipótesis se analizará la lixiviación de la muestra a tres diferentes tamaños que se denominaron: Testigo, Extrusor y Licuadora.

Como se observa en la figura 4.3, la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México anteriormente preparada, fue cortada con tijeras hasta llegar a trozos de aproximadamente 1cm^2 , a la muestra de este tamaño se le llamó “testigo”.

Después de la muestra se tomaron dos porciones: una de 6 kg para su posterior lixiviación y otra de 12 kg para pasarlos por un extrusor (Nixtamatic), que redujo su tamaño hasta casi 0.5 mm, a esta segunda muestra se le nombró “extrusor”. De esta última se extrajeron 6 kg para lixiviar y el resto se licuó (Licuadora industrial Internacional LI-5) por 10 segundos.

Para licuar la muestra se agregó agua en una relación 2:1, esta se etiquetó como “licuadora”. La muestra licuada inició su lixiviación al tener contacto con el agua.



Figura 4.3. Trituración de la muestra.

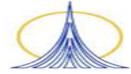
De la muestra representativa se tomó 1 kg y se licuó durante 3 min para realizar las determinaciones de: STT, SDT, SVT, DQO, DBO, PT, NK, COT.

4.2.2. Lixiviación de la FORSU

En esta fase se lixiviaron las muestras: testigo, extrusor y licuadora, usando los dos mecanismos: sin recambio de agua (por lotes) y con recambio de agua (continuo). La tabla 4.2 muestra el total de experimentos que se desarrollaron, adelante se explica la diferencia entre lixivaciones.

Tabla 4.2. Experimentos de lixiviación a comparar.

Número de experimento	Lixiviación	Tamaño de partícula	Denominación
1	Sin recambio de agua	testigo	tes s/r
2	Sin recambio de agua	extrusor	ext s/r
3	Sin recambio de agua	licuadora	lic s/r
4	Con recambio de agua	testigo	tes c/r
5	Con recambio de agua	extrusor	ext c/r
6	Con recambio de agua	licuadora	lic c/r



Las lixiviaciones consistieron en mantener en contacto la FORSU con agua durante 10 h, lo que permitió cuantificar la materia orgánica extraída en función del tiempo (figura 4.4).

En un recipiente de 14 l se agregó agua y muestra triturada (testigo, extrusor ó licuadora), en relación 2:1 respectivamente, como muestra la figura 4.4. El sistema se dejó en reposo por 2 horas, luego se agito manualmente durante 5 minutos y posteriormente se pasó por una malla (cribado), que lo separó en bagazo (FORSU húmeda) y lixiviado (compuestos orgánicos suspendidos o disueltos en agua).

Después para la lixiviación sin recambio de agua (por lotes) se retiraron 100ml de lixiviado para analizar y 50g de bagazo para mantener la relación 2:1, el sobrante de ambos se regresó a el recipiente, para permanecer en contacto dos horas más.

Mientras que para la lixiviación con recambio de agua (continua) se midió el volumen del lixiviado extraído para agregar esta misma cantidad de agua al recipiente de reposo y posteriormente sin extraer nada, el bagazo fue regresado al recipiente.

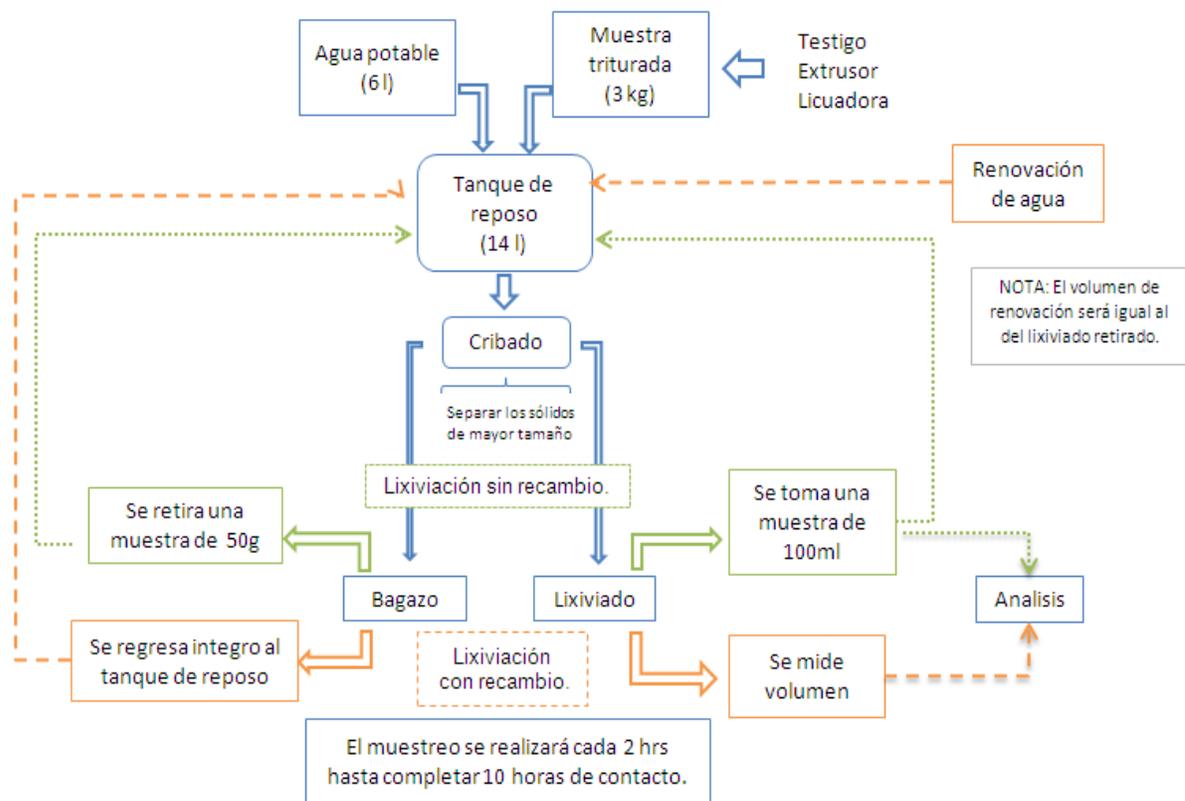


Figura 4.4. Lixiviación en el pretratamiento mecánico.

Todos los lixiviados obtenidos se filtraron con un filtro de membrana de $1.6\mu\text{m}$ para su posterior análisis que consistió en medir los siguientes parámetros: SDT, SVT, SFT, DQO, DQOd, DBO, PT, NK, PO_4 y N-NH_3 usando técnicas analíticas estandarizadas (ver tabla 4.4).

4.3. Pretratamiento térmico

En la fase anterior se estudió cuánta materia orgánica se extrae en función del tamaño de partícula, el tiempo y el tipo de lixiviación, en esta parte del proyecto se analizó el cambio de temperatura a diferentes intervalos de tiempo. La tabla 4.3 exhibe los pretratamientos propuestos.

Tabla 4.3. Tratamientos térmicos.

Temperatura (°C)	Tiempo (min)	Tiempo (min)	Tiempo (min)	Tiempo (min)
Ambiente	5	30	60	120
55	5	30	60	120
70	5	30	60	120
90	5	30	60	120

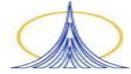
En la fase anterior se concluyó que el mejor tamaño de partícula para extraer de la FORSU es “el extrusor”, por tanto para el pretratamiento térmico se trabajó con este tamaño. Se tomaron 1.8kg de la muestra representativa, después se separaron en 4 partes de 400g y el restante se utilizó para caracterizar la muestra (ver figura 4.6).

Luego se montó el sistema de calentamiento diseñado para el pretratamiento térmico, primero sobre una parrilla magnética se puso un bloque de espuma de polietileno, el cual se utilizó para protegerla parrilla de agitación del calentamiento, encima de este se colocó un recipiente de aluminio de 15 litros, al que se le agregaron aproximadamente 8 litros de agua destilada (ver figura 4.5).

Por otro lado un recirculador con control de temperatura (PolyScience, modelo 7306), se sujeto aun soporte universal y después se montó dentro del recipiente de aluminio, en seguida se especificó la temperatura en el recirculador e inicio el calentamiento del sistema.



Figura 4.5. Sistema de calentamiento.



En seguida en un vaso de precipitado se agregaron un magneto, 400g de muestra extruida y 800ml de agua (ver figura 4.6). Cuando el sistema anteriormente montado alcanzó la temperatura deseada se introdujo el vaso de precipitado, después de esto se pone la tapa del recipiente, para mantener la temperatura constante (ver figura 4.5).

La muestra se sometió a calentamiento durante 5 min, luego de esto el sistema fue abierto y sin detenerlo se tomó una muestra de 250ml, se volvió a tapar y se dejó calentar durante otros 25 min después nuevamente se muestrearon 250ml, esto se repitió a los 60 min y al llegar a 120 min la muestra se retiró del sistema, tomando el restante como muestra.

La técnica antes descrita fue la misma para las corridas a 55, 70 y 90°C, pero para la corrida del testigo, no se instaló el sistema de calentamiento, la muestra en el vaso de precipitado fue colocada directamente en la parrilla de agitación, pero el muestreo fue a los mismos tiempos.

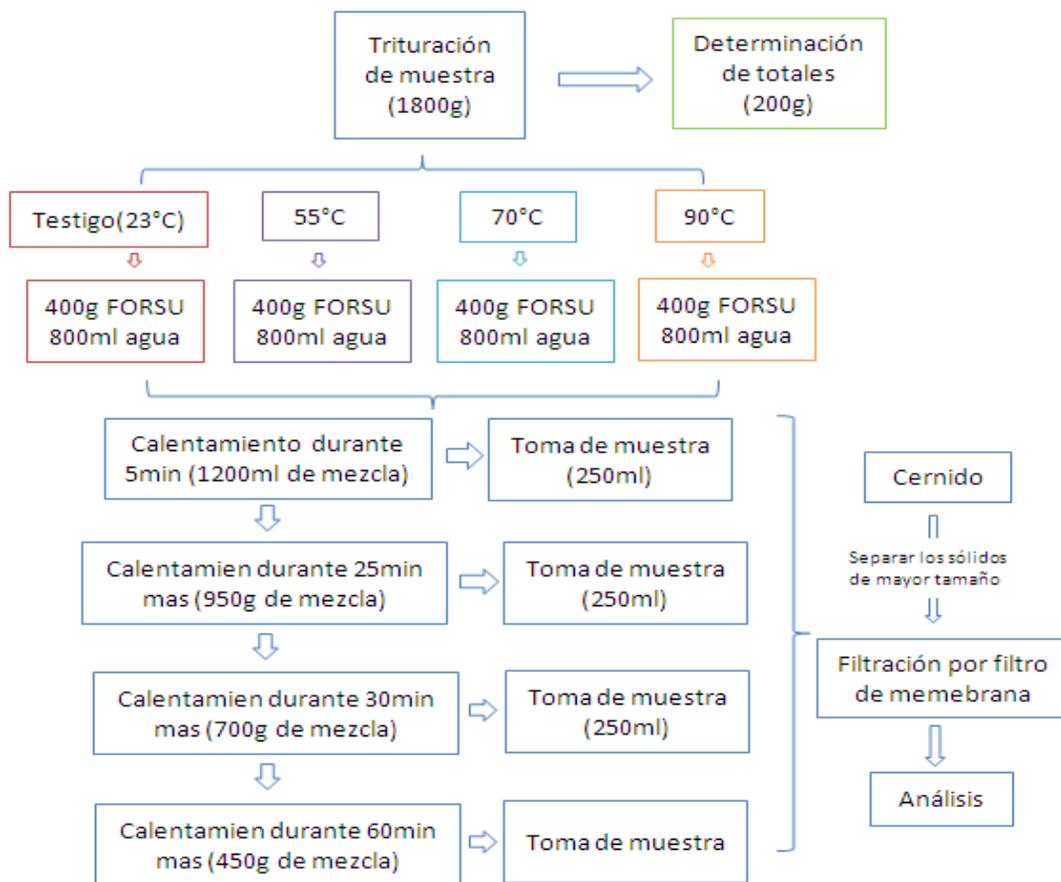


Figura 4.6. Pretratamiento térmico.

Finalmente para el análisis del pretratamiento térmico se tenían 16 muestras, contemplando que el pretratamiento se corrió a tres diferentes temperaturas además del testigo realizado a temperatura ambiente y los cuatro diferentes muestreos que se realizaron en cada experimento.

4.4. Producción de biogás

El objetivo de esta fase es determinar qué cantidad de biogás genera la FORSU luego de un pretratamiento térmico. Se comparará la producción de biogás de los diferentes pretratamientos con el testigo realizado a temperatura ambiente.

En general esta prueba consiste en colocar la muestra que se desea estudiar en un frasco hermético (reactor) junto con lodos anaerobios (inoculo), procurando tener las condiciones necesarias para el proceso de metanización. Las condiciones son: la temperatura por lo que el sistema se monta a 35°C, el pH que se controla agregando una solución buffer al reactor y la ausencia total de oxígeno que se logra al burbujear el reactor con nitrógeno.

La figura 4.7 muestra el procedimiento y los materiales necesarios para medir la producción de biogás. El primer paso es tener lodos anaerobios, los cuales servirán de inoculo en los reactores de producción de biogás, después se debe lavar el inoculo para retirar el posible sustrato contenido en este, luego de esto se mide la cantidad de SVT contenida en el inoculo.

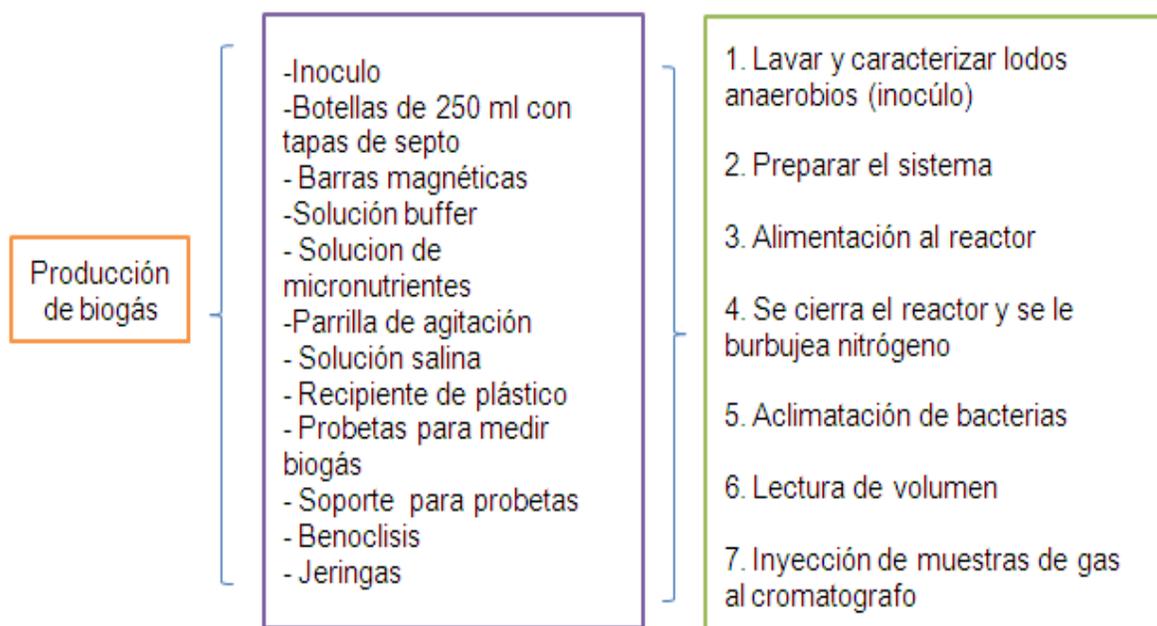
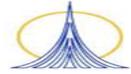


Figura 4.7. Producción de biogás.

El segundo paso es montar el sistema, se debe adicionar solución salina, que consiste en una solución saturada de sal y acidulada con ácido sulfúrico a un pH de 1.5, esta es vertida a un recipiente de plástico hasta cubrir 2/3 partes de este, después se coloca un soporte que sujete las probetas en las cuales se medirá el volumen del biogás generado, por medio del volumen de agua que se desplace hacia abajo.



Por otro lado se debe colocar una parrilla de agitación para cada reactor que se utilice, esta debe permitir agitar constantemente los reactores a lo largo de la prueba.

Después se preparan los reactores a estos se les adiciona:

- Una barra magnética
- 2 g de SVT de inóculo
- 0.4 g de DQO en cada muestra
- Solución buffer hasta aforar a 100ml
- 1 ml de solución de micronutrientes

Una vez que los reactores están alimentados se cierran los reactores y se les burbujea nitrógeno para desplazar el oxígeno existente. Luego los reactores son colocados en la parrilla de agitación anteriormente instalada a 35°C. Después de esto el sistema se deja en reposo durante 30 min para la aclimatación de los microorganismos.

Luego de la aclimatación se lee el volumen en las probetas, después se abre el sistema y nuevamente se vuelve a leer el volumen de agua desplazado. Estas mediciones de volumen se continuaran midiendo cada hora los primeros tres días y los dos días finales la medición se realizará menos esporádicamente, cada 2 o tres, dependerá de la producción de biogás en el sistema.

Se toma la primera muestra de gas y se analiza en un cromatógrafo para medir la concentración de sus componentes (CH₄, CO₂ y N₂).

Esta primera muestra se tomó para comprobar que efectivamente el sistema está libre de aire, pues al pasar por el cromatógrafo, este debe identificar únicamente nitrógeno en todos los casos, no puede existir CO₂, si este se encontrara es preferible volver a burbujear nitrógeno a continuar con la prueba así, pues pueden existir inhibiciones.

4.5. Técnicas analíticas

Finalmente luego de obtener lixiviados del pretratamiento mecánico y del pretratamiento térmico, además algunos bagazos a analizar, se eligió el método a utilizar para cada parámetro antes mencionado (ver figura 4.1).

Para analizar tanto lixiviados como bagazos obtenidos a lo largo de la fase experimental del proyecto, se utilizaron los métodos estándar indicados en la tabla 4.4.

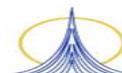
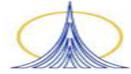


Tabla 4.4. Técnicas analíticas.

Determinación	Método estándar	
pH	APHA 4500 H-B	Medición directa con potenciómetro
Humedad	APHA 2540 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° 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
Fósforo total	APHA 4500-P B 4	Digestión ácida con ácido sulfúrico y ácido nítrico
	APHA 4500-P C	Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck spectroquant de 0.5 a 30 mg/l
Nitrógeno amoniacal	APHA 4500-NH ₃ D	Fotometría con Indofenol a 630 nm Kit de Merck spectroquant de 2 a 150 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



5. RESULTADOS

En este capítulo se interpretan los resultados obtenidos en la fase experimental. Los resultados permiten comparar las eficiencias de los diferentes experimentos, lo que posibilita el determinar qué condiciones (lixiviación, tamaño de partícula, temperatura del pretratamiento, etc.) favorecen la solubilidad de la materia orgánica.

5.1. Pretratamiento mecánico de la FORSU

La figura 5.1 muestra el comportamiento de SDT, DBO, DQO y DQOd para los seis experimentos realizados. A continuación se describe lo obtenido para cada parámetro.

Sólidos disueltos totales (SDT)

Los SDT contienen compuestos orgánicos y sales disueltas en el lixiviado. En la figura 5.1 se puede ver como en las primeras 2 horas el comportamiento es casi lineal, pero a medida que avanza el tiempo, se va agotando la cantidad de sustrato y va disminuyendo la cantidad de SDT extraídos por unidad de tiempo, lo que se manifiesta en la forma de la curva asintótica.

Este comportamiento asintótico se observa en los seis experimentos aunque la cantidad de sólidos que se extraen difieren entre lixiviación sin recambio y con recambio de agua en un intervalo de 31,000 a 51,300 mg/kgBH y de 30,700 a 71,800 mg/kgBH respectivamente.

La cantidad de SDT que arrastra cada tamaño también difiere en aproximadamente 6 mg/kgBH entre cada tamaño, guardando la tendencia que indica la teoría, la licuadora es la que mayor cantidad arrastra, seguida del extrusor y por último el testigo.



Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La DBO mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos, de una muestra con componentes disueltos y en suspensión. Este parámetro permitirá determinar el índice de biodegradabilidad (DBO/DQO) de cada experimento.

La figura 5.1 muestra la curva de saturación de la DBO para cada experimento. En las primeras dos horas se alcanzan valores de 17,800 mg/kgBH (el testigo) a 29,700 mg/kgBH (la licuadora), lo que comprueba la hipótesis: a menor tamaño de partícula, mayor número de componentes se extraerá. Esta curva destaca claramente la diferencia entre lixiviaciones ya que en la hora 10 los intervalos de concentración fluctúan de 34,000 a 40,000 mg/kgBH para lixiviación sin recambio de agua y de 83,300 a 93,800 mg/kgBH para lixiviación con recambio de agua.

La curva de DBO también muestra como la lixiviación sin recambio de agua ha alcanzado una asíntota ya que posiblemente hayan llegado a un equilibrio de concentraciones el lixiviado y la FORSU, mientras la lixiviación con recambio de agua sugiere que aun podría extraer mayor cantidad de DBO antes de alcanzar la asíntota.

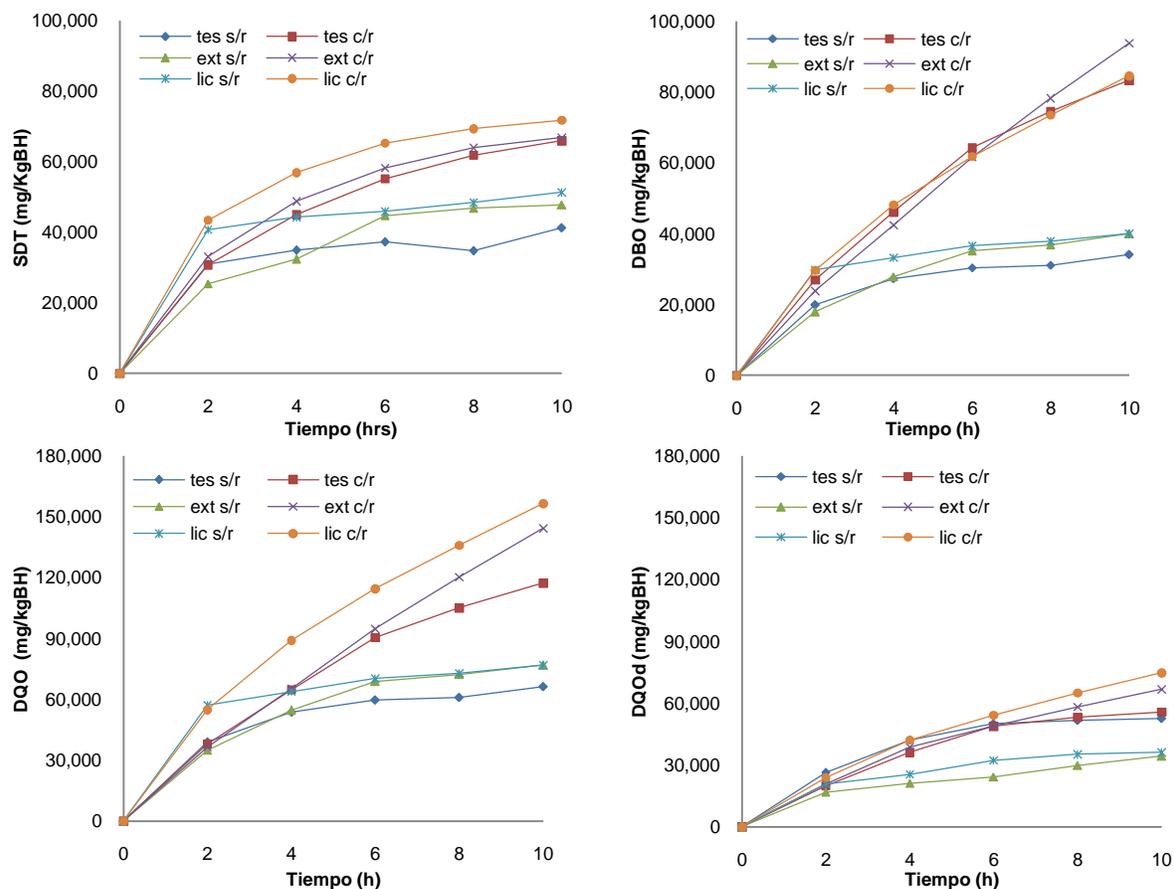
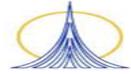


Figura 5.1. Parámetros en el pretratamiento mecánico.
(tes=testigo, ext=FORSU extrudida, lic=FORSU licuada).



Demanda química de oxígeno (DQO)

Como se observa en la figura 5.1, la DQO presenta intervalos de 38,900 a 76,900 mg/kgBH para la lixiviación sin recambio y de 37,900 a 156,600 mg/kgBH para lixiviación con recambio de agua. Comparando la cantidad de DQO extraída según el tamaño de partícula, se observó que en la lixiviación sin recambio el que menos extrajo fue el testigo 66,200 mg/kgBH en la última hora, pero el extrusor y licuadora prácticamente extrajeron lo mismo 76,930 mg/kgBH aproximadamente, para la lixiviación con recambio de agua la diferencia entre cada tamaño es más notoria, extrayendo 117,300, 144,300 y 156,600 mg/kgBH para testigo, extrusor y licuadora respectivamente.

Para la DQO la lixiviación sin recambio de agua presenta una tendencia asintótica teóricamente esperada, es decir, que conforme aumenta el tiempo se disuelve menor cantidad de DQO. Esto debido a que el agua se satura de material carbonoso provocando que este se disuelva en menor cantidad.

Contrario a la lixiviación sin recambio de agua en la lixiviación con recambio, al renovar el agua se extraen mayor cantidad de componentes carbonosos, ya que la diferencia de concentración entre FORSU y agua es mayor y aunque más lentamente se estima que la lixiviación forzada también alcanzará una curva asintótica.

Nutrientes (nitrógeno y fósforo)

El arrastre de nutrientes es un factor importante en la elección de un tratamiento ya que es una parte primordial en el crecimiento de los microorganismos encargados de las diferentes transformaciones, necesarias para generar el biogás en la parte final del proceso.

La figura 5.2 muestra como los nutrientes mantienen una tendencia hiperbólica, se puede observar que al hablar del fósforo y nitrógeno total las cantidades de arrastre son muy parecidas con un rango de 770-2,000mg/kgBH para lixiviación con recambio de agua y de 730-1,000 mg/kgBH en la lixiviación sin recambio.

También cabe resaltar que en el caso del fósforo total prácticamente no hay diferencia en la capacidad de arrastre, según los diferentes tamaños de partícula, pero para el nitrógeno total esto solo se cumple en la lixiviación sin recambio de agua, pues para la lixiviación con recambio de agua se tiene que a la hora 10 el testigo arrastra 1,660 mg/kgBH, el extrusor 1,912 mg/kgBH y la licuadora 2,016 mg/kgBH.

Luego para fósforo de orto fosfatos y nitrógeno amoniacal ya no existe la semejanza que había entre fósforo y nitrógeno total, en este caso el PO_4 sigue una tendencia análoga a la del fósforo total pero con un intervalo de 680-900 mg/kgBH en la lixiviación sin recambio y de 670-895mg/kgBH para la lixiviación con recambio, pero para el nitrógeno amoniacal la

diferencia es prácticamente nula entre cada experimento con concentraciones de 250 a 510 mg/kgBH en ambas lixiviaciones.

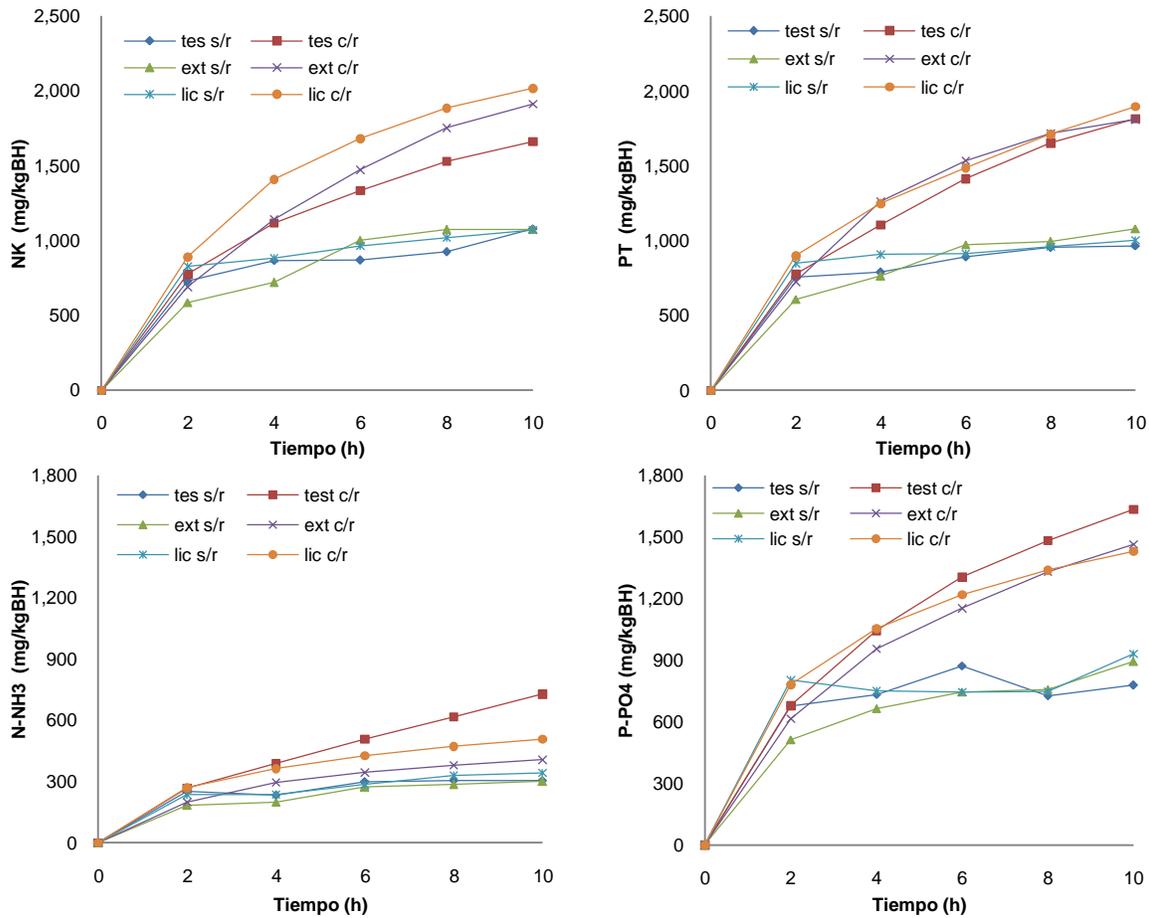


Figura 5.2. Nutrientes del Pretratamiento mecánico.

Extrapolación de curvas

Como se observa en las curvas obtenidas experimentalmente la lixiviación con recambio de agua es la que arrastra mayor cantidad de compuestos, además de ajustarse al siguiente modelo hiperbólico:

$$C = \frac{C_{\text{máx}} * t}{K + t} \quad (1)$$

Donde “C” representa la concentración a un tiempo “t”, “C_{máx}” es la concentración máxima que se puede obtener y “K” es la constante del modelo que indica el tiempo en el que obtiene el 50% de la Concentración máxima. Las constantes del modelo C_{máx} y K se obtienen al graficar los inversos de las concentraciones experimentales y el tiempo, de acuerdo a la siguiente ecuación:



$$\frac{1}{C} = \frac{K}{C_{\text{máx}}} \cdot \frac{1}{t} + \frac{1}{C_{\text{máx}}} \quad (2)$$

Luego, al graficar los inversos de las concentraciones y del tiempo se genera una recta, de la cual se obtiene la ecuación y usando la ordenada al origen de esta última (ec. 2) se despeja $C_{\text{máx}}$, posteriormente con la pendiente se obtiene K . Al sustituir los valores de las constantes del modelo ($C_{\text{máx}}$ y K) en la ecuación de la hipérbola (ec. 1) se pueden extrapolar las curvas como se muestra en la figura 5.3.

La figura 5.3 muestra los puntos obtenidos experimentalmente en la lixiviación con recambio y las curvas extrapoladas a 30 horas con el modelo hiperbólico.

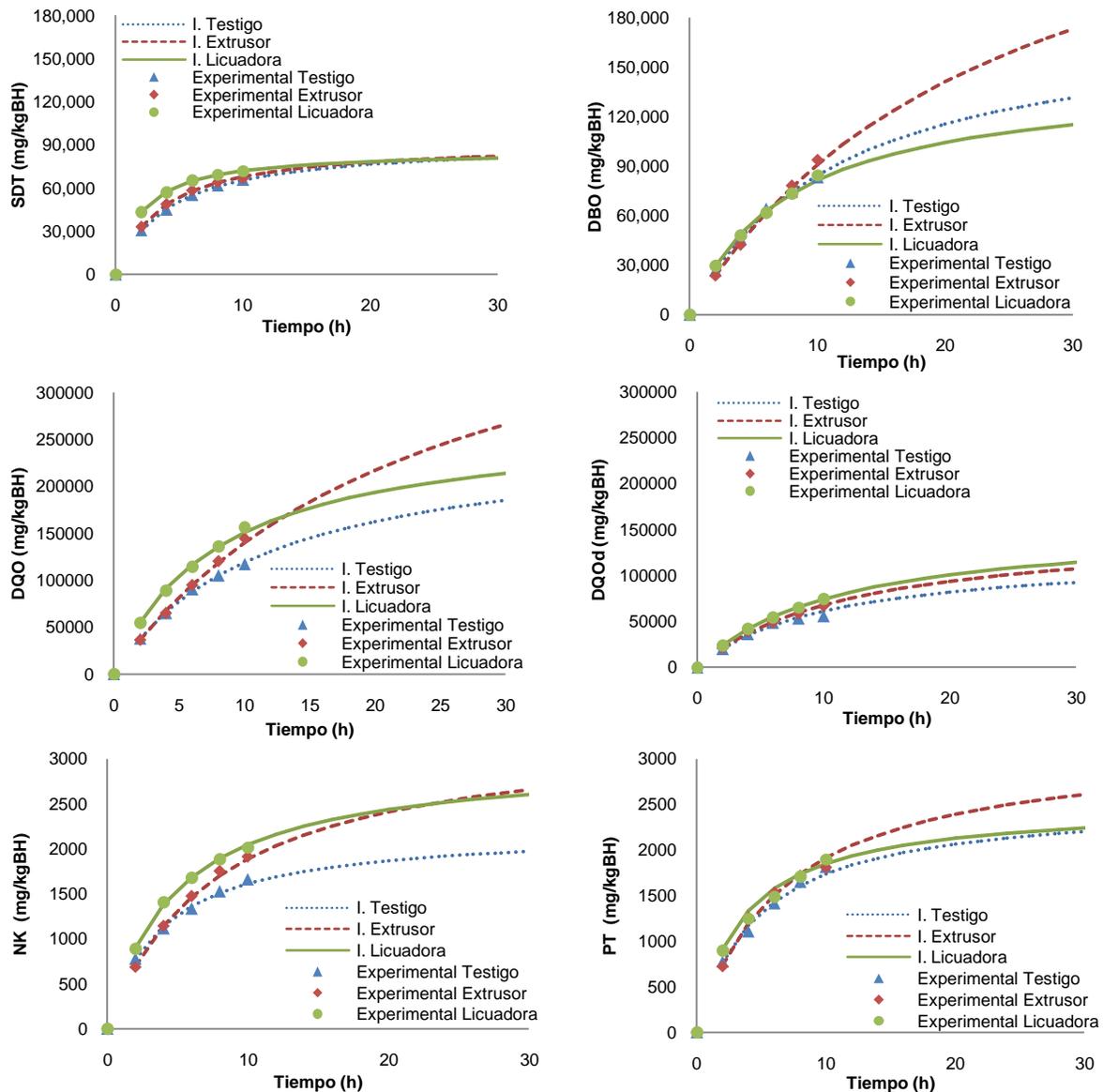
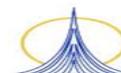


Figura 5.3. Extrapolación de Curvas.



Esta figura permite determinar visualmente la representatividad de las curvas extrapoladas, además de presentar más claramente la tendencia hiperbólica que, según la teoría, se esperaba tuvieran todas las curvas de saturación

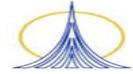
En la tabla 5.1 se muestran los valores de las constantes del modelo hiperbólico, utilizadas para extrapolar las curvas experimentales de cada parámetro y definidas para cada experimento. Las constantes son $C_{m\acute{a}x}$ que es la concentración máxima posible y K que indica el tiempo en que se disuelve la mitad de la concentración máxima. También se presenta el valor de la regresión lineal para confirmar la validez del ajuste al modelo hiperbólico.

Tabla 5.1. Constantes del modelo hiperbólico.

Parámetro	Constantes	Testigo c/r	Extrusor c/r	Licuidora c/r
SDT	$C_{m\acute{a}x}$	91742	91743	85984.5
	K	3.99	3.52	1.96
	R^2	0.9988	0.9995	0.9986
DBO	$C_{m\acute{a}x}$	182149	315457	145349
	K	11.55	24.7	7.85
	R^2	0.999	0.9985	0.9985
DQO	$C_{m\acute{a}x}$	256410	485436	269541
	K	11.54	24.71	7.87
	R^2	0.999	0.9985	0.9985
DQOd	$C_{m\acute{a}x}$	123762	151285	156006
	K	10.26	12.33	11.01
	R^2	0.9913	0.9917	0.9996
NK	$C_{m\acute{a}x}$	2217	3333	3012
	K	3.75	7.67	4.73
	R^2	0.9961	0.9998	0.9988
NH_3	$C_{m\acute{a}x}$	1074	555	624
	K	6.24	3.56	2.67
	R^2	0.982	0.9996	0.9926
PT	$C_{m\acute{a}x}$	2545	3194	2500
	K	4.66	6.71	3.5
	R^2	0.988	0.9929	0.9884
PO_4	$C_{m\acute{a}x}$	2500	2604	1748
	K	5.25	6.56	2.51
	R^2	0.9993	0.988	0.9963
COT	$C_{m\acute{a}x}$	46729	56818	44053
	K	4.22	5.22	1.95
	R^2	0.9999	0.9923	0.9975

Rendimientos de cada lixiviación

Una vez que se extrapolaron las curvas experimentales, se graficaron los rendimientos de cada lixiviación obteniendo el porcentaje de arrastre por unidad de tiempo para cada parámetro. El porcentaje se obtuvo a partir de la concentración máxima mostrada anteriormente en la tabla 5.1.



La figura 5.4 exhibe que en general el comportamiento en los diferentes parámetros es que a medida que el tiempo aumenta el porcentaje de extracción va disminuyendo, lo que se estimaba según la teoría pues conforme se va disolviendo material, el gradiente de concentración va disminuyendo lo que finalmente provocara un equilibrio entre FORSU y agua, esto conducirá a una asíntota en la gráfica, esta asíntota es un indicador de cuando debe parar el proceso de lixiviación.

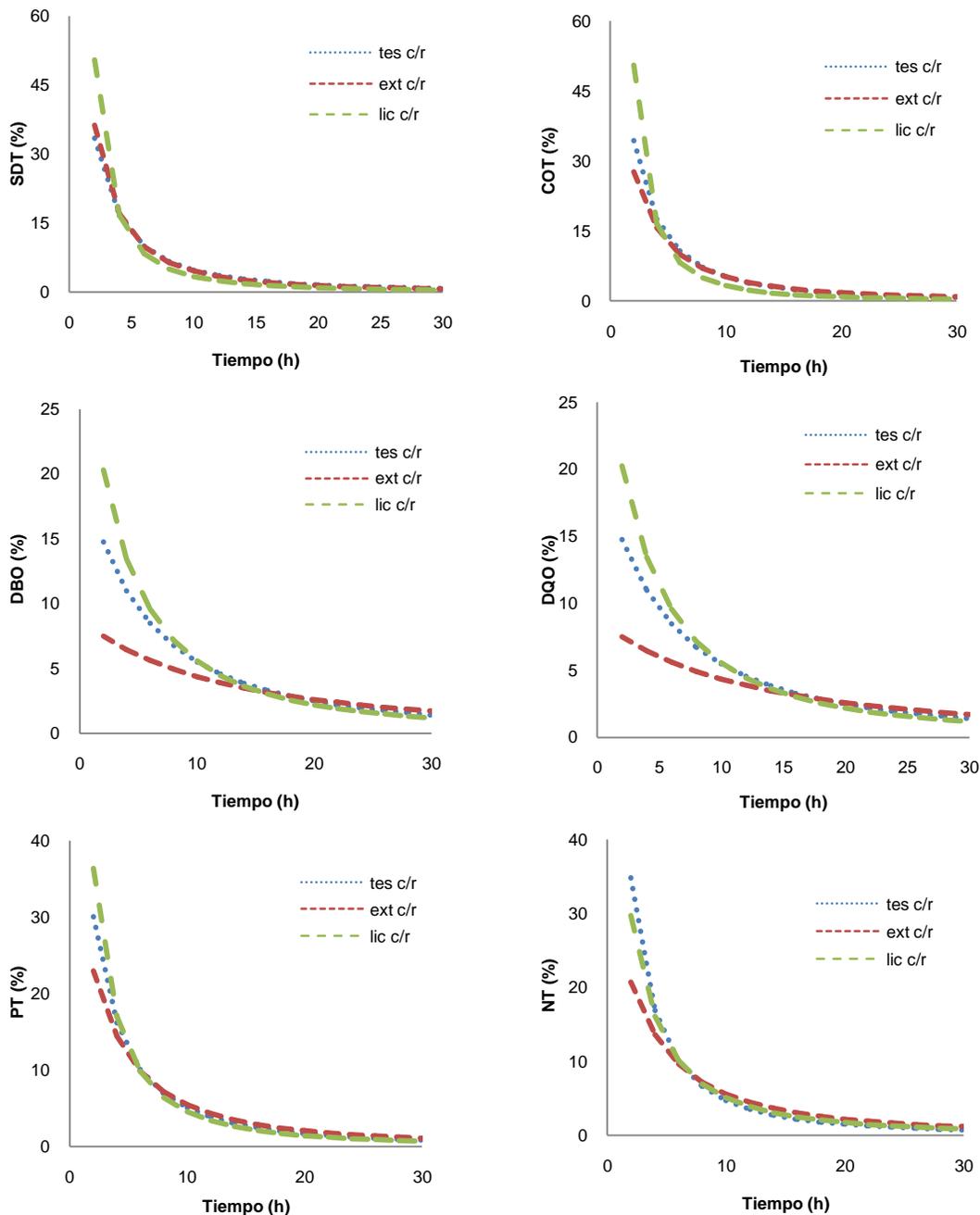
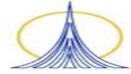


Figura 5.4. Rendimiento de arrastre en cada parámetro.



En el caso de los SDT se tiene que a las 2 horas se solubilizan 33, 36 y 51%, para tes (T), ext (E) y lic (L) respectivamente, a las 4 horas solo se arrastra un 17% más para los tres tamaños, siguiendo la tendencia a las 6 horas T y E aumentan 10% mientras que L sólo 8%, pero al llegar a 8 horas T y E solubilizan 6% más y L 5%, un valor bajo para el tiempo de lixiviación. Como se observa en la figura 5.4 en las horas posteriores se extrae de 4 a 1% por lo que ya no es recomendable seguir con la lixiviación.

Cabe resaltar que a las 6 horas ya se han extraído en promedio 66% de los SDT, 64% de COT, 36% de la DBO, 37% de DQO, 54% del NT y 56% de PT, pero las siguientes dos horas de lixiviación sólo extraen en promedio un 6% extra en los SDT, 6.3% del COT, la DBO y la DQO, mientras que el NT se disuelve solo un 7% extra y de PT 6%.

Relación de parámetros respecto a los SDT

Como se observa en la figura 5.5, se estableció la relación que existe entre cada uno de los parámetros medidos y los SDT, es decir, que cantidad de DBO, DQO, PT, etc., se extrae por unidad de sólido disuelto.

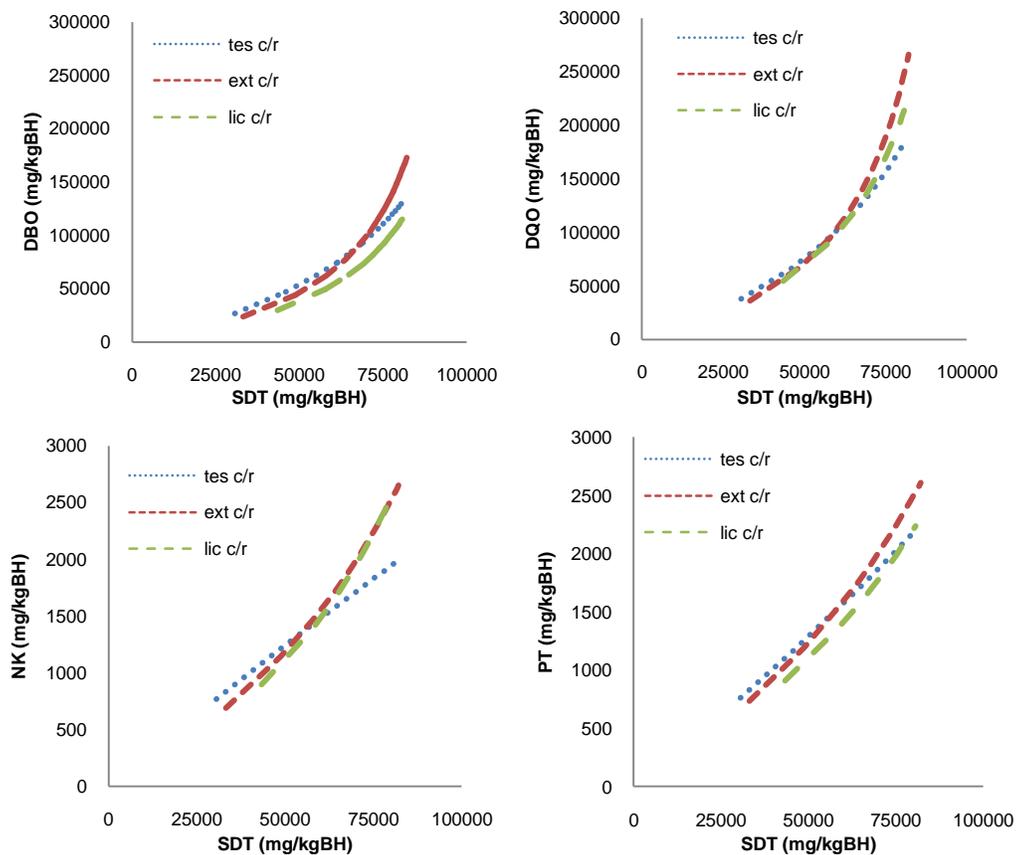
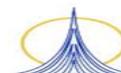


Figura 5.5. Comportamiento de los diferentes parámetros respecto a los SDT.

Estas relaciones arrojan que la DBO al igual que la DQO mantiene una relación exponencial respecto a los SDT, mientras que los nutrientes mantienen un relación lineal en



correspondencia con los SDT, gráficamente esto genera una recta lo que indica que los nutrientes aumentan proporcionalmente al incremento de los sólidos disueltos.

A partir de la relación encontrada entre los diferentes parámetros y los SDT se generó la tabla 5.2 que muestra el modelo de la correlación que sigue cada parámetro medido, respecto a los SDT (ya sea lineal ó exponencial), indica el experimento al que se refiere, además de la ecuación obtenida para cada relación, por último se presenta la regresión lineal de cada uno, que validará la representatividad del comportamiento.

Tabla 5.2. Relación de parámetros contra SDT y su comportamiento.

Relación	Modelo	Experimento	Ecuación	R ²
DBO/SDT	Exponencial	Testigo c/r	$11081e^{3E-05x}$	0.9975
		Extrusor c/r	$5993.1e^{4E-05x}$	0.9984
		Licuada c/r	$5947.4e^{4E-05x}$	0.9994
DQO/SDT	Exponencial	Testigo c/r	$15616e^{3E-05x}$	0.9975
		Extrusor c/r	$9217.4e^{4E-05x}$	0.9984
		Licuada c/r	$10985e^{4E-05x}$	0.9994
NT/SDT	Lineal	Testigo c/r	$0.0237x + 51.552$	0.9999
		Extrusor c/r	$0.0416x - 849.84$	0.9833
		Licuada c/r	$0.0474x - 1294.9$	0.9825
PT/SDT	Lineal	Testigo c/r	$0.0288x - 141.35$	0.9994
		Extrusor c/r	$0.0396x - 705.02$	0.9886
		Licuada c/r	$0.0365x - 742.22$	0.993
COT/SDT	Lineal	Testigo c/r	$0.5168x - 953.36$	0.9999
		Extrusor c/r	$0.6814x - 8206.1$	0.9959
		Licuada c/r	$0.5111x + 118.92$	1

5.2. Pretratamiento térmico

La figura 5.6 exhibe los resultados obtenidos en los parámetros de: SDT, DBO, DQO, DQOd en cada uno de los tres pre tratamientos térmicos. También se incluyen los resultados de una prueba que se hizo a temperatura ambiente, llamada testigo. Ya que se obtuvieron muestras a cuatro diferentes tiempos, en cada una de las pruebas se lograron obtener estas gráficas que indican la tendencia de los diferentes parámetros con respecto al tiempo.

Sólidos disueltos totales (SDT)

En la figura 5.6 se observa la tendencia de los SDT, que conforme lo indica la teoría a mayor temperatura mayor solubilidad del compuesto, lo que se refleja en las curvas. En el testigo se obtuvo un intervalo de extracción que oscila entre 55,540 y 62,200 mg/kgBH de 5 a 120 minutos respectivamente, alcanzando la asíntota a los 30min, algo semejante sucede para el pretratamiento a 55°C pues este tiene un rango de 56,800 a 67,400 mg/kgBH y alcanza la asíntota a los 60min. En cambio el pretratamiento térmico de 70°C en 5 min arrastra 59,560 mg/kgBH y a los 120 min 80,600 mg/kgBH, pero este parece no llegar a un asíntota, contrario a esto parece disolver sólidos proporcionalmente al tiempo de calentamiento. Por otro lado el pretratamiento térmico de 90°C presenta una tendencia semejante a la del



pretratamiento de 70°C pero este disuelve mayor cantidad de sólidos con un rango de 60,300 a 86,800 mg/kgBH.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Para la DBO la diferencia entre cada pretratamiento es más pronunciada. En el testigo se tiene un intervalo de extracción de 30,250 a 37,050 mg/kgBH, para el pretratamiento a 55°C es de 37,730 a 43,550 mg/kgBH, ambos parecen llegar a la estabilidad, pues después de los 30min prácticamente dejan de disolver material carbonoso biodegradable. Por otro lado a 70°C se extrae de 45,000 a 70,000 mg/kgBH, sin embargo parece tener una tendencia hiperbólica a diferencia del pretratamiento 90°C que disuelve proporcionalmente al tiempo en un intervalo de 52,000 a 80,000 de 5min a 120min respectivamente.

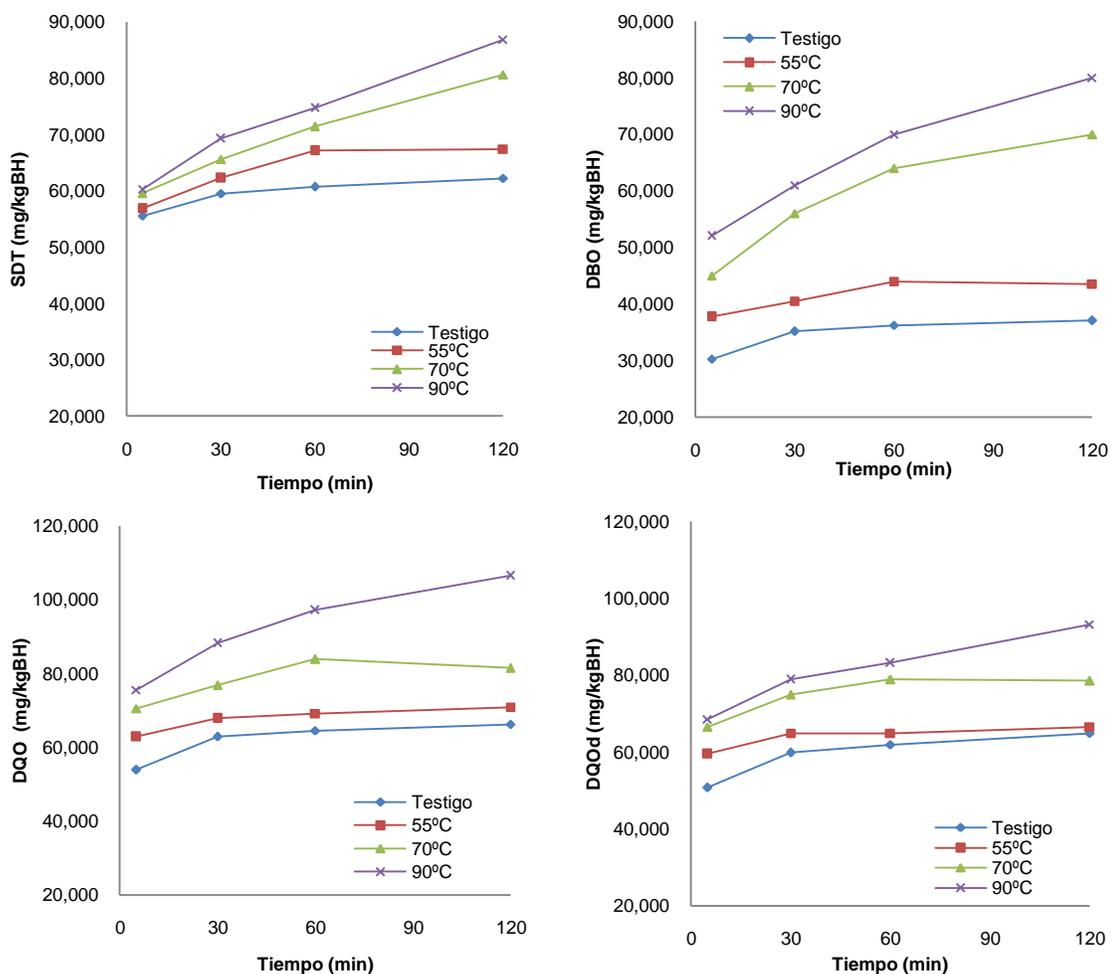
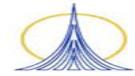


Figura 5.6. Parámetros medidos en el pretratamiento térmico.

De manera general se observa que los pretratamientos térmicos a 70 y 90°C corroboran la teoría de que el calentamiento de la FORSU mejoraría la biodegradabilidad de esta, ambos pretratamientos muestran un comportamiento en el que la biodegradabilidad del material



disuelto mejora conforme el tiempo de calentamiento incrementa. Contrario a lo que sucede en el testigo y en el pretratamiento térmico de 55°C los cuales rápidamente llegan a la estabilidad.

Demanda química de oxígeno (DQO)

En la figura 5.6 se observa que la DQO guarda la tendencia encontrada en los parámetros anteriores donde el testigo es el que menor cantidad arrastra a este le sigue el pretratamiento a 55°C, después el de 70°C y por último el de 90°C. La cantidad de extracción para el testigo y el de 55°C es similar, con un intervalo de 53,960 a 66,260 mg/kgBH y 62,900 a 70,900 mg/kgBH respectivamente. Para el pretratamiento a 70°C la cantidad de DQO parece aumentar estando en un intervalo de 70,600 a 81,600 mg/kgBH, siendo superada por el pretratamiento a 90°C que disuelve de 75,600 a 106,600 mg/kgBH.

Cabe mencionar que la DQO total es similar a la disuelta, lo que indica que las moléculas son menores de 0.45 μ tamaño adecuado para ser degradadas más fácilmente por los microorganismos.

Nutrientes (nitrógeno y fósforo)

La figura 5.7 muestra los resultados obtenidos en los nutrientes extraídos en esta fase experimental.

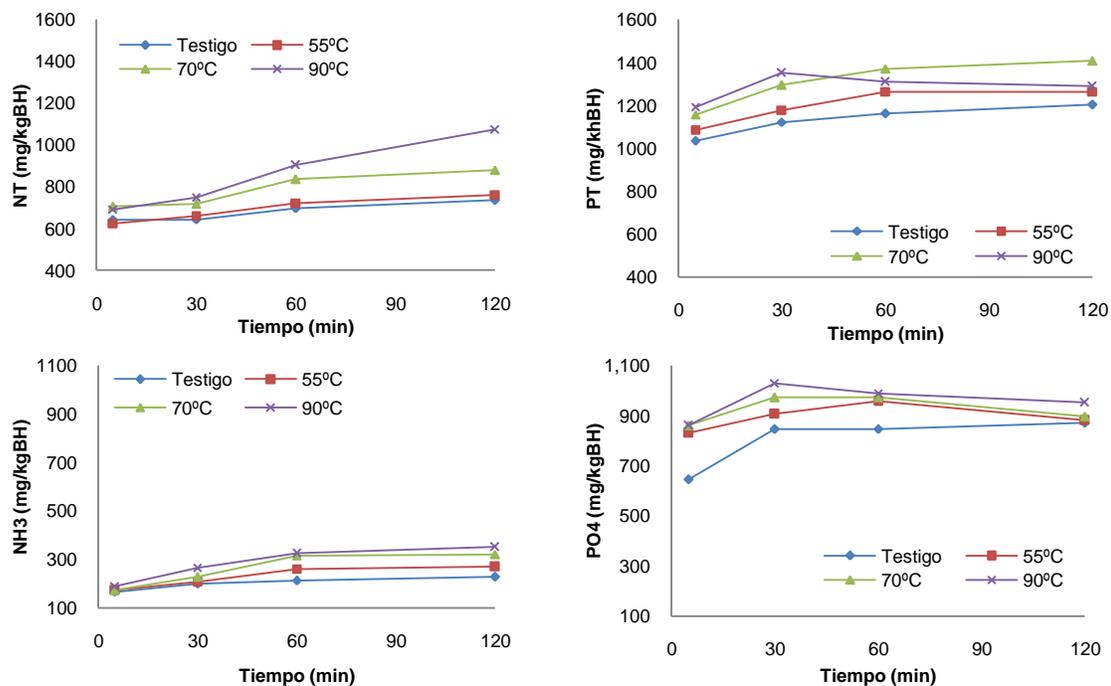
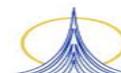


Figura 5.7. Nutrientes en el pretratamiento térmico.



En cuestión de nutrientes tenemos que para el nitrógeno total la aplicación de un pretratamiento no tiene mucha influencia hasta los 30 min, pues a este tiempo la cantidad de NT disuelto es prácticamente la misma en todos los casos, luego de este tiempo el testigo y el pretratamiento a 55°C no muestran diferencia en el arrastre de este, teniendo un intervalo de 630 a 750 mg/kgBH de 5 a 120min respectivamente lo que muestra una influencia nula de esta temperatura en el arrastre de NT. En el minuto 120 el tratamiento a 70°C arrastra 880 mg/kgBH y el de 90°C 1070 mg/kgBH.

Para el PT las tendencias hipérbolas definidas a excepción del pretratamiento a 90°C pues este de un valor de 1350 mg/kgBH a los 30 min disminuye a 1310 mg/kgBH a los 60 min y se mantiene en ese valor hasta las 2 horas, lo que probablemente sea un error en la determinación y realmente lo que paso es que a los 30min se dejo de disolver PT. Mientras que para los otros casos: testigo, 55°C y 70°C la asíntota es alcanzada aproximadamente a los 60 min, con intervalos de 1035 a 1200 mg/kgBH, 1080 a 1260 mg/kgBH, 1150 a 1407 mg/kgBH respectivamente.

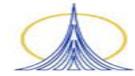
Comportamiento de cada parámetro

La tabla 5.3 se resume el comportamiento que mostro cada pretratamiento incluyendo al testigo, que fue a temperatura ambiente.

Tabla 5.3. Comportamiento de los parámetros en el pretratamiento térmico.

Parámetro	Recta	Experimento	Ecuación	R ²
SDT	inverso	Testigo	$9E-6x + 2E-5$	0.937
	inverso	55°C	$1E-5x + 1E-5$	0.999
	experimental	70°C	$180.13x + 59628$	0.989
	experimental	90°C	$222.24x + 60824$	0.982
DBO	inverso	Testigo	$3E-5x + 3E-5$	0.989
	inverso	55°C	$2E-5x + 2E-5$	0.991
	inverso	70°C	$4E-5x + 1E-5$	0.986
	experimental	90°C	$238x + 52958$	0.965
DQO	inverso	Testigo	$2E-05x + 2E-5$	0.99
	Inverso	55°C	$8E-6x + 1E-5$	0.951
	inverso	70°C	$9E-6x + 1E-5$	0.926
	inverso	90°C	$2E-5x + 1E-5$	0.965
NT	experimental	Testigo	$0.8755x + 631.64$	0.933
	experimental	55°C	$1.195x + 627.7$	0.939
	experimental	70°C	$1.6046x + 684.16$	0.981
	experimental	90°C	$3.4364x + 668.89$	0.984
PT	inverso	Testigo	$0.0006x + 0.0008$	0.972
	inverso	55°C	$0.0007x + 0.0008$	0.999
	inverso	70°C	$0.0008x + 0.0007$	0.995
	inverso	90°C	$0.0004x + 0.0008$	0.965

La tabla indica primero el parámetro medido, después la recta que se presenta, puesto que si el comportamiento del experimento es hiperbólico al graficar sus "inversos" se obtiene un



recta pero en algunos casos el comportamiento fue lineal, por lo cual la recta es experimental, también se especifica el experimento y se dan la ecuación de la recta con su regresión lineal que autentifica la validez de ajuste matemático.

Para observar el rendimiento de cada pretratamiento se exhibe la figura 5.8 que muestra el porcentaje de arrastre acumulado por unidad de tiempo de cada parámetro. Este porcentaje es con respecto a la caracterización de la muestra de FORSU utilizada, pues la cantidad de cada parámetro es la que se tomó como máximo a extraer. Lo anterior nos permite especificar el tiempo de lixiviación recomendado.

En el caso de la DQO es notoria la asíntota a la que llega rápidamente, lo que indica que ha llegado a la estabilidad y que por mucho tiempo que se calentará y lixiviará, el porcentaje de arrastre extra prácticamente no aumentaría, pues en el intervalo de 5 a 120 min el testigo solo extrae 5% extra, el pretratamiento a 55°C un 3% y a 70°C solo un 4% más, siendo el pretratamiento a 90°C el que más extrae en este intervalo, pues el porcentaje de arrastre es del 18%.

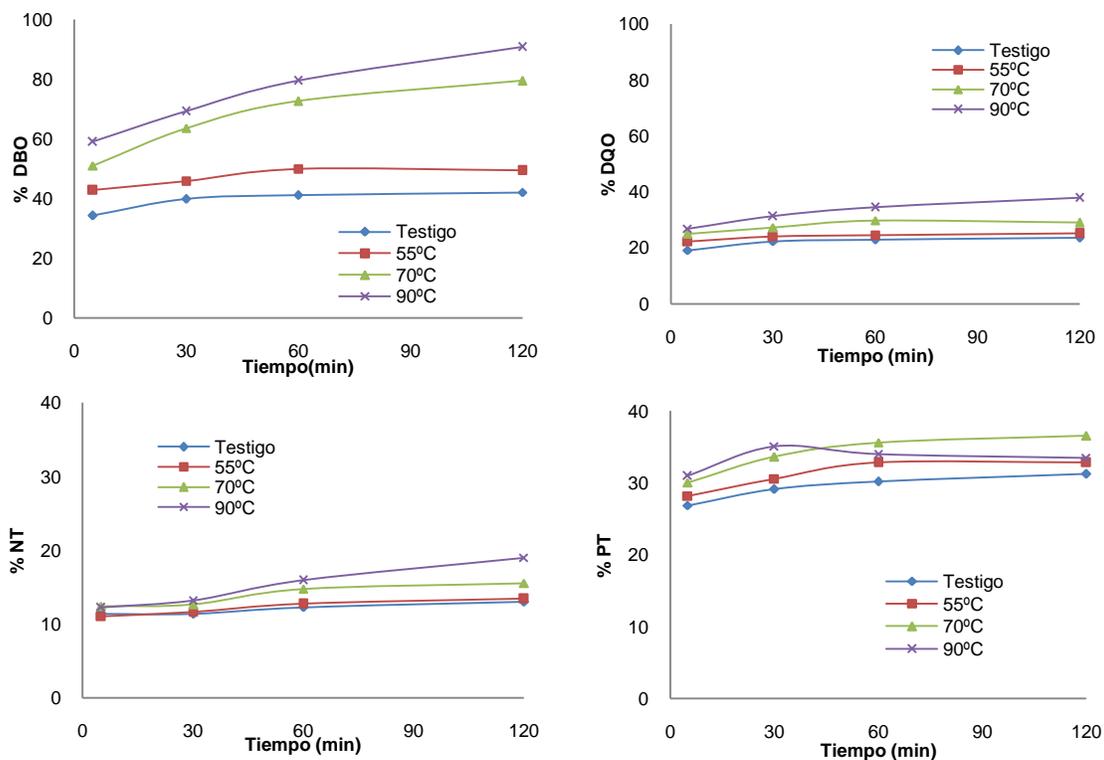


Figura 5.8. Rendimiento por temperatura en cada parámetro.

Para DBO el testigo y el pretratamiento a 55°C requieren solo 30 min de lixiviación, ya que si se lixivian durante otros 30 min solo incrementan 1.5 y 2% respectivamente. Mientras que los pretratamientos a 70 y 90°C se comportan de diferente forma pues el porcentaje de arrastre es mayor y la gráfica muestra como a medida que el tiempo de calentamiento aumenta la biodegradabilidad mejora.

Relación de los parámetros respecto a los SDT

La figura 5.9 muestra la relación entre los SDT y cada parámetro. Indica cuantos mg/kgBH se extraen de DQO, DBO, NT ó PT por cada mg/kgBH de SDT. La relación difiere para cada pretratamiento, pero en general todas las relaciones son lineales, lo que indica que cada parámetro en mayor o menor cantidad, pero cambia proporcionalmente a los SDT.

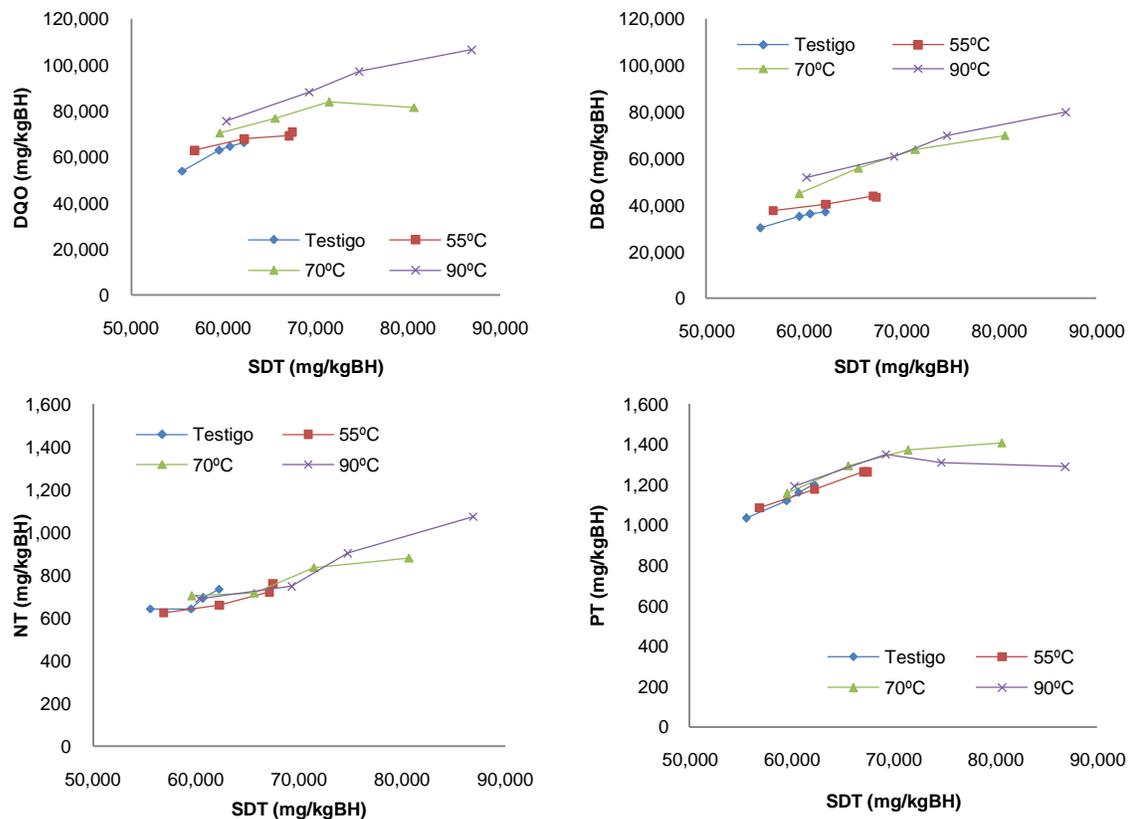


Figura 5.9. Relación de parámetros contra SDT por temperatura.

La tabla 5.4 muestra las ecuaciones de las rectas, obtenidas a partir de la relación de los diferentes parámetros respecto a los SDT y la regresión lineal que verifica la autenticidad de estas relaciones.

A partir de la tabla 5.4 puede concluirse que la relación de los diferentes parámetros y los SDT es lineal, gráficamente forman una recta lo que confirma que cada parámetro reportado cambiara proporcionalmente a estos, la razón de cambio de estos está dada por el valor de la pendiente reportado.

Según las razones de cambio que se muestran en la tabla 5.4 la DBO y la DQO cambian en mayor grado por cada mg de SDT, a diferencia de los nutrientes que se disuelve en una menor cantidad.

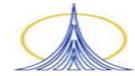


Tabla 5.4. Comportamiento de los parámetros respecto los SDT.

Relación	Modelo	Experimento	Ecuación	R ²
DBO/SDT	Lineal	Testigo	$1.9051x - 51384$	0.979
		55°C	$0.6708x + 25238$	0.937
		70°C	$0.5359x + 41127$	0.67
		90°C	$1.1706x + 6746.7$	0.979
DQO/SDT	Lineal	Testigo	$1.0567x - 28192$	0.980
		55°C	$0.5844x + 4392$	0.988
		70°C	$1.1703x - 22367$	0.944
		90°C	$1.0724x - 12287$	0.985
NT/SDT	Lineal	Testigo	$0.0129x - 87.858$	0.670
		55°C	$0.0117x - 47.463$	0.901
		70°C	$0.0092x + 145.98$	0.900
		90°C	$0.0151x - 245.58$	0.956
PT/SDT	Lineal	Testigo	$0.0251x - 365.29$	0.992
		55°C	$0.0171x + 111.46$	0.999
		70°C	$0.0115x + 511.17$	0.878
		90°C	$0.0028x + 1082.7$	-

Finalmente la tabla 5.5 muestra los índices de biodegradabilidad obtenidos luego de un pretratamiento térmico. Según la relación DBO/DQO puede observarse como para el testigo esta es constante lo que indica que no importa cuánto tiempo permanezcan en contacto el agua y la FORSU siempre mantendrán el mismo índice de biodegradabilidad. La relación DBO/DQO tampoco mejora mucho a 55°C, pues a 5 y 30 min el índice permanece igual, luego a 60 min cambia solo un 5% un aumento poco atractivo.

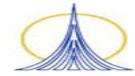
Tabla 5.5. Índice de biodegradabilidad del pretratamiento térmico.

Temperatura (°C)	Testigo	55	70	90
Tiempos (min)	DBO/DQO			
5	0.56	0.60	0.64	0.69
30	0.56	0.60	0.73	0.69
60	0.56	0.63	0.76	0.72
120	0.56	0.61	0.86	0.75

Los pretratamientos a 70 y 90°C muestran un cambio en el índice de biodegradabilidad con relación al tiempo, pues a 70°C el índice aumenta un 14% a los 30 min, después a los 60 min prácticamente se mantiene igual, pero a los 120 min llega a un máximo de .86 un 34% extra, mientras que a 90°C el índice de biodegradabilidad inicia en 0.69 y cambia hasta los 60 min a 0.72 y a 120 min prácticamente se mantiene, pues solo aumenta un 4%.

5.3 Producción de biogás

A continuación se muestran los resultados obtenidos en la prueba de producción de biogás, esta prueba tiene como objetivo determinar la composición y el volumen de biogás generado por los diferentes lixiviados. Solo los lixiviados obtenidos del testigo y de cada pretratamiento a los 5 y 120 min serán analizados en esta prueba por cuestiones técnicas.



La figura 5.10 muestra el volumen en la producción del biogás durante los 5 días de la prueba, cada gráfica compara el mismo pretratamiento a los dos diferentes tiempos.

En el caso del testigo el comportamiento de ambos lixiviados es igual las primeras 24 horas, pero en las últimas horas el lixiviado de 120 min produce más que el de 5 min, al finalizar la prueba el lixiviado del testigo a 120 min genera 21.4% más biogás que el lixiviado de 5 min.

Para el pretratamiento a 55°C tiene un comportamiento peculiar pues el lixiviado a 5 min produce 24.1% más que el lixiviado de 120 min y ambas curvas muestran una tendencia semejante. En el caso de los pretratamientos a 70°C y 90°C la diferencia en la producción de biogás entre los dos lixiviados es de 12% más biogás en el lixiviado de 120 min a 70°C y para 90°C el lixiviado de 120min produce 31.9% mas biogás que el de 5 min.

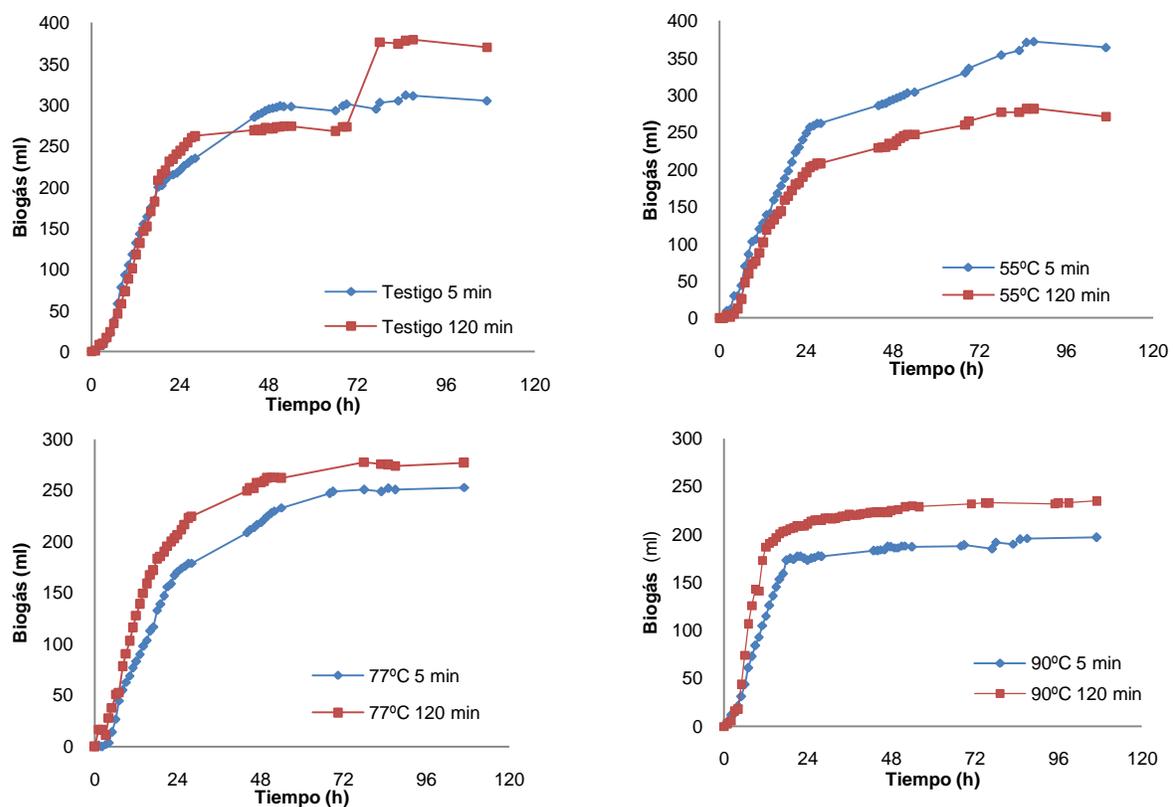
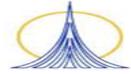


Figura 5.10. Volumen del biogás generado en cada pretratamiento.

Comparando los volúmenes generados entre los diferentes pretratamientos, el testigo y el lixiviado de 55°C producen mayor volumen de biogás que los pretratamientos a 70 y 90°C, lo cual no garantiza que sean más eficientes en la producción de metano, esto se comprobará al relacionar el volumen del biogás y su composición.

Una vez que se sabe la cantidad de biogás producido por cada muestra, otra parte importante es saber que concentración tiene ese biogás, pues dependiendo del la porción que tenga de metano el rendimiento aumenta y su capacidad calorífica también.



En la figura 5.11 se presentan los resultados de todas las muestras sometidas a potencial de metano, en las gráficas cada cilindro representa un día, después los colores de cada cilindro indican la composición molar de los compuestos (CO_2 , CH_4 y N_2) y finalmente el valor que se reporta en la parte inferior indica el volumen de biogás generado por día.

Al instalar el sistema para producción de biogás se burbujea nitrógeno a los reactores es por esto que las gráficas muestran una fracción de este. Estas graficas arrojan los resultados obtenidos del cromatógrafo de gases, posteriormente se hará un análisis para determinar la composición final únicamente del biogás.

En el testigo (figura 5.11a) se observó que ambos lixiviados el de 5 y 120 min presentan el mismo comportamiento, con respecto a la fracción molar, los primeros tres días, obteniendo al tercer día una fracción de 0.04, 0.65 y 0.31 para N_2 , CH_4 y CO_2 respectivamente. En este caso al tercer día el volumen también era semejante, de 301 ml para 5 min y de 273 ml para 120 min, pero los siguientes dos días marcan la diferencia pues el lixiviado de 120 min genero mayor cantidad de biogás, además su fracción molar fue 3% mayor que la del lixiviado de 5 min.

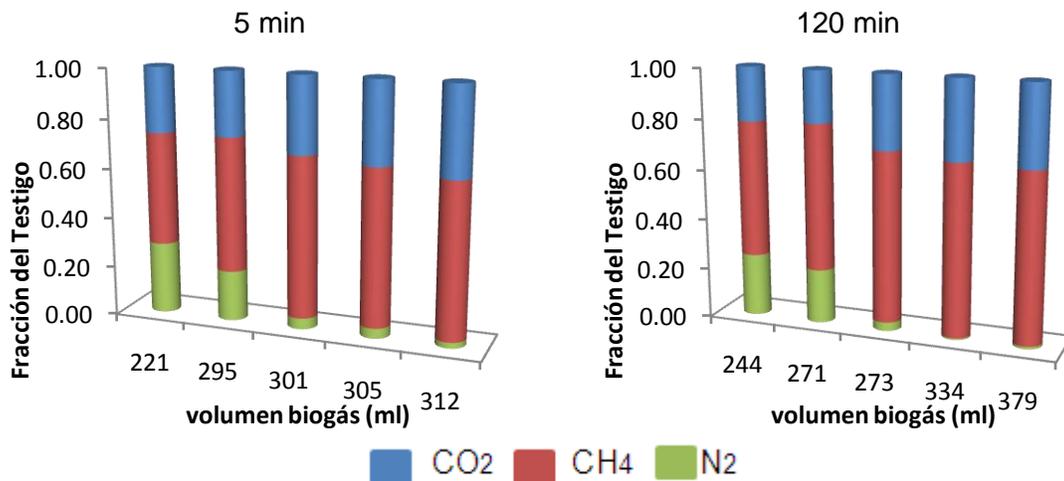


Figura 5.11a. Composición de biogás del testigo.

La figura 5.11b muestra el comportamiento del pretratamiento a 55°C , este presenta una diferencia entre el lixiviado de 5 min y el de 120 min los primeros dos días, pues obtienen una fracción molar para el metano de 0.49 y 0.57 respectivamente, pero al tercer día prácticamente llegan a la misma composición de metano de 0.6 y se mantienen la misma fracción hasta el término de la prueba.

En este caso aunque los lixiviados mantienen la misma composición, no así en el volumen pues el lixiviado de 5 min genero 54 ml más durante las primeras 24 horas y a medida que transcurrió la prueba la diferencia aumento llegando a 80 ml.

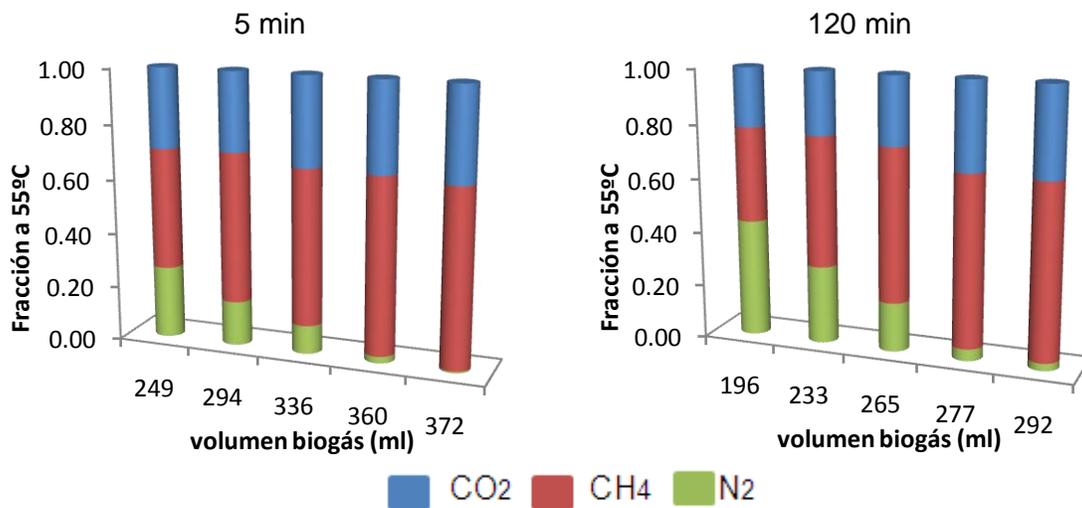


Figura 5.11b. Composición de biogás del pretratamiento a 55°C.

El pretratamiento a 70°C se presenta en la figura 5.11c, indica el cambio de composición en el biogás por cada día de la prueba, por ejemplo al primer día la diferencia de composición entre el biogás generado por el lixiviado a 5 min y el de 120 era evidente de 0.36 a 0.42 respectivamente, pero al segundo día las diferencia era de 0.53 y 0.55 en el mismo orden, los siguientes días la variación fue mínima terminando con una fracción de 0.655 para el lixiviado de 5 min y 0.64 para el lixiviado de 120 min.

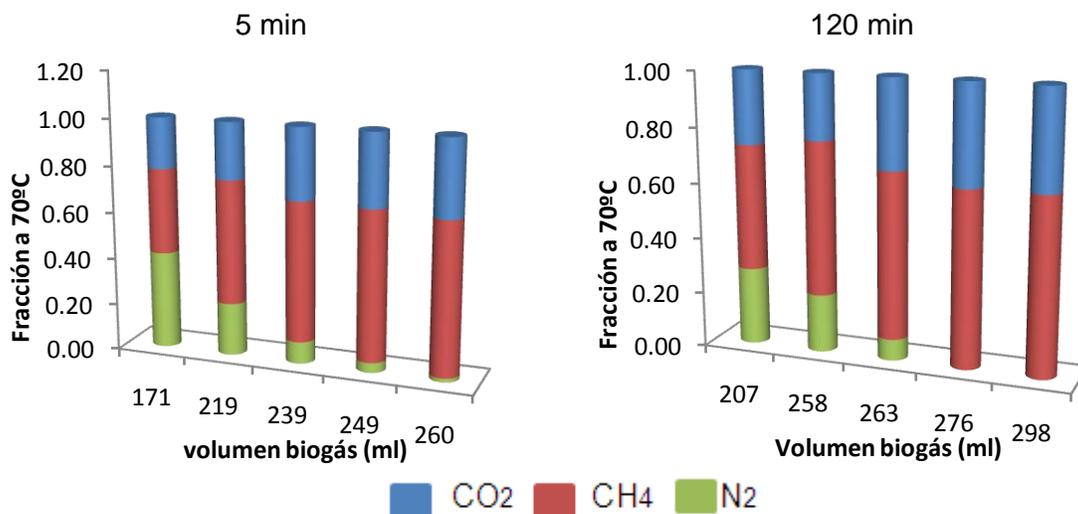


Figura 5.11c. Composición del biogás del pretratamiento a 70°C.

Finalmente para el tratamiento a 90°C mostrado en la figura 5.11d se observaron diferencias más pronunciadas entre los dos lixiviados, pero las diferencias de concentración prácticamente estuvieron entre el CO₂ y el N₂, la composición del CH₄ es semejante en ambos lixiviados siendo de 0.65 para 5min y de 0.63 para 120 min.

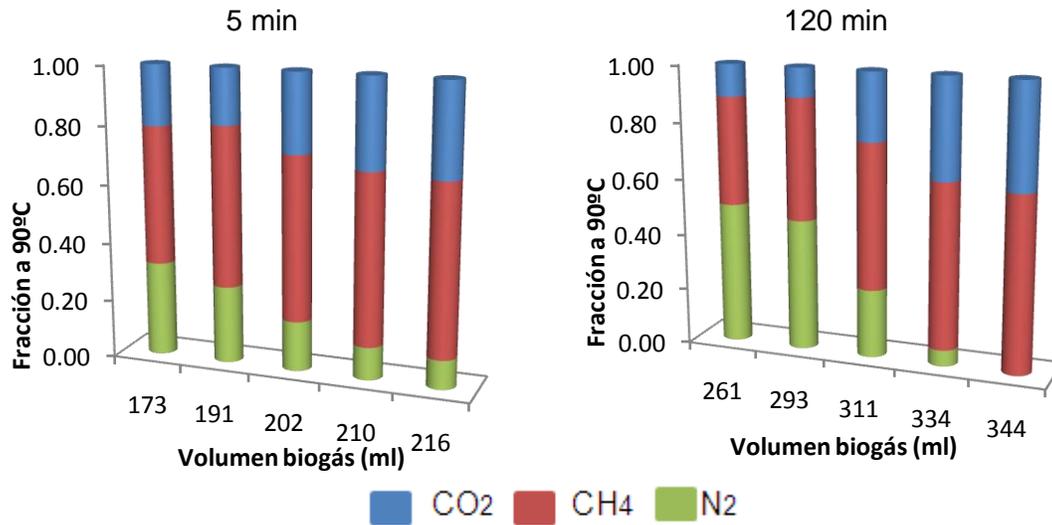
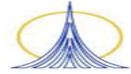


Figura 5.11d. Composición del biogás del pretratamiento a 90°C.

La tabla 5.6 sintetiza los resultados antes reportados de volumen y composición del biogás generado por los diferentes lixiviados.

Tabla 5.6. Resultado de producción de metano considerando que en cada frasco de reacción se adicionan 4 g de DQO.

Tratamiento	Biogás producido en 5 días (ml)	Composición del biogás en el 5 ^o día.			Biogás producido en relación al sustrato (ml/gDQO)
		Gas	Vol.	%	
Testigo 5 min	312	CO ₂	110.8	0.34	50.3
		CH ₄	201.2	0.66	
Testigo 120 min	285	CO ₂	84.4	0.32	50.2
		CH ₄	200.6	0.68	
55°C 5 min	372	CO ₂	110.6	0.34	65.4
		CH ₄	261.4	0.66	
55°C 120 min	292	CO ₂	131.4	0.34	40.2
		CH ₄	160.6	0.66	
70°C 5 min	263	CO ₂	109.3	0.33	38.4
		CH ₄	153.7	0.67	
70°C 120 min	298	CO ₂	98.1	0.36	50
		CH ₄	199.8	0.64	
90°C 5 min	216	CO ₂	80.7	0.35	33.8
		CH ₄	135.3	0.65	
90°C 120 min	270	CO ₂	109.1	0.37	40.2
		CH ₄	160.9	0.63	



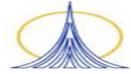
La tabla 5.6 agrega a los resultados ya obtenidos, el volumen del sustrato alimentado, además de la relación entre el volumen producido de metano y el volumen de sustrato que se alimento.

En forma general los lixiviados analizados parecen tener un comportamiento semejante en la composición del biogás que generan, aunque difieren en gran medida en el volumen del mismo. Hay otro factor que en las gráficas anteriores no se había tomado en cuenta, la cantidad de sustrato que se alimento, una vez que se tiene este dato, se genera la relación de cuanto metano se produce por gramo de DQO alimentado como sustrato.

El testigo a 5 min produce 50.3 ml de CH₄ por cada g de DQO, el lixiviado a 120 min produce 50.2 ml, de lo que se puede concluir que el testigo no mejora la producción de metano si el tiempo de contacto FORSU/agua aumenta.

En el pretratamiento térmico a 55°C presenta una excelente relación para el lixiviado a 5 min de 65.4 ml por cada g de DQO, pero contrario a lo que se esperaría el lixiviado a 120 min tiene una relación menor de 40.2.

Para los pretratamiento a 70 y 90°C el lixiviado de 120 min produce 30 y 19% más que el de 5 min respectivamente. Las relaciones biogás/sustrato de lixiviado de 5 min de ambos son menores que las obtenidas en el testigo y el pretratamiento a 55°C, mientras que a 120 min las relaciones son semejantes



6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La diferencia en el porcentaje de arrastre es de 18% entre testigo y extrusor, pero la licuadora solo extrae 6% más que el extrusor, por tanto consumir energía extra para licuar la muestra no beneficia lo suficiente.

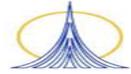
Los dos métodos difusivos utilizados (con y sin recambio de agua) muestran un comportamiento semejante. A medida que avanza el tiempo, se va agotando la cantidad de sustrato lo que provoca que la cantidad de material extraído por unidad de tiempo disminuya, gráficamente esto se manifiesta en una curva asintótica.

Los dos tipos de lixiviación presentan una diferencia notable en la cantidad de sustrato extraído pues la lixiviación sin recambio extrae de 31,000 a 51,300 mg/kgBH de SDT, mientras que la lixiviación con recambio de agua de 30,700 a 71,800 mg/kgBH lo que implica un 28% extra en esta última.

La lixiviación con recambio se ajusta a un modelo hiperbólico que nos permite predecir su comportamiento, obteniendo regresiones lineales de 0.98 o mayores

La lixiviación con recambio de agua a las 6 horas extrae entre el 25 y el 38% de DBO, y del 39 al 85% de los nutrientes, a la hora 8 solo aumenta el porcentaje de extracción en un 4.5% para la DBO y un 6.5% para los nutrientes, por lo que ya no es recomendable.

El tamaño de partícula no influye en la capacidad de arrastrar fósforo pero si el tipo de lixiviación. Para el nitrógeno en la lixiviación sin recambio de agua tampoco influye el tamaño de partícula en su arrastre pero para la lixiviación con recambio de agua si hay influencia de este.



El testigo y el pretratamiento térmico a 55°C alcanzan la estabilidad a los 30 min y 60 min, arrastrando 40 y 50% de DBO respectivamente

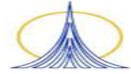
El pretratamiento térmico de 70°C presenta un comportamiento lineal con un coeficiente de correlación de 0.989, este disuelve sólidos proporcionalmente al tiempo de calentamiento. Por otro lado el pretratamiento térmico de 90°C muestra el mismo comportamiento con una R^2 de 0.982 y disuelve 11% más de DBO.

A 90 y 70°C la DBO aumenta proporcionalmente al tiempo de calentamiento, a temperaturas de 23 y 55°C la DBO alcanza rápidamente su estabilidad y luego de esto no presenta cambios significativos respecto al tiempo.

El índice de biodegradabilidad para el testigo a 23°C y el pretratamiento a 55°C es constante de 0.56 y 0.61 respectivamente, son biodegradables.

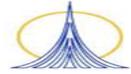
Los pretratamiento a 90 y 70°C en el minuto 120 alcanzan un índice de biodegradabilidad de 78 y 86 respectivamente lo que los hace altamente biodegradables.

La prueba de producción de biogás no permite concluir sobre la biodegradabilidad real de los diferentes lixiviados, ya que el arranque de esta prueba se realizó después de mantener las muestras aciduladas en refrigeración por varios días, permitiendo un hidrólisis ácida, lo que modificó su estructura.

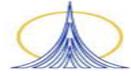


7. REFERENCIAS

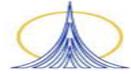
- Alexander, M. (1980). *Introducción a la microbiología del suelo*. AGT Editor, S. A., 2ª edición, México, D.F.
- Alleman, J.E., Kim, B.J., Quivey, D.M. And Wquihua, L.O. (1994) "Alkaline hydrolysis of munitions-grado nitrocellulose". *Wat. Sci. Tech.*
- Argüelles-Castillo. J.A. (2005). *Estudio de 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. 102 pp.
- Badillo-Salas, C.E. (2009). *Reducción de sólidos en suspensión (incluidos patógenos) en agua residual utilizando un proceso anaerobio*. Tesis de maestría. Instituto de ingeniería UNAM. 112 pp.
- Baccay, R.A., Hashimoto, A. G. (1984). "Acidogenic and Methanogenic fermentation of Causticized Straw". *Química e Industria*, mayo.
- Barajas-López. M.G. (2002). *Eliminación de nutrientes en un reactor biológico secuencial, caracterización y estimulación de las fuentes de carbono del agua residual urbana*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Catalunya. Departamento de Ingeniería Hidráulica. Marítima y Ambiental. Barcelona, España. 330 pp.
- Bayley, J. E., Ollis, D. F. (1986). "Biochemical engineering fundamental". Ed. McGraw-Hill. International editions, Singapore.
- Braber, K. (1995). "Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough". *Biomass and Bioenergy*.
- Brummeler-ten, E. (2000). "Full scale experience with the BIOCEL process". *Water Science & Technology*.
- Caddet Centre for Renewable Energy y OECK (2000). "Co-digestion of Manure with Industrial and Household Waste". *Technical Brochure*.



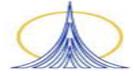
-
- Castillo, E., Arellano, V. (2003) Estudio de las condiciones de operación de ladigestión anaerobia de RSU. Universidad Industrial de Santander. Escuela de Ingeniería Química. Tesis de Grado.
- Cuevas-Rodríguez, G. (1998). Mejoramiento de la capacidad de eliminación de nutrientes de aguas residuales por medio de la fermentación anaerobia. Tesis de maestría no publicada. Instituto de Ingeniería. UNAM.
- Cuevas, G., González, O, González, S. Wastewater fermentation and nutrient removal in sequencing batch reactors. *Water Sci. Technol.*
- Comett-Ambriz, I. (2005). Biopelículas en Reactores de Lecho Móvil para el Tratamiento de Aguas Residuales, Trabajo de tesis de Doctorado sin publicar, Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- De Baere, L. (2000). "Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art". *Water Science & Technology*.
- De Baere L. (2006). "Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future?" *Water Science & Technology*.
- De Mes, T., Stams, A. (2003) "Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes". In *Bio-Methane & Bio-Hydrogen- Status and perspectives of biological methane and hydrogen production*, Dutch Biological Hydrogen Foundation.
- Eastman, J.A., Ferguson, J. F. (1981). Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. *J. Wat. Pollu. Cont. Fed.*
- Fernández-Güelfo, L.A. (2008). Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU efecto de diferentes tratamientos sobre biodegradabilidad del residuo. Tesis doctoral. Departamento de ingeniería y tecnologías del medio ambiente. Universidad de Cádiz. España. 442 pp.
- Flotats, X., Campos, E. y Bonmati, A. (1997) Aprovechamiento energético de residuos ganaderos. *Memorias*.
- Gaudy, A., Gaudy, E. (1980). *Microbiology for environmental scientists and engineers*. Ed. Mc Graw-Hill Inc, Tokio, Japan.
- González- Martínez, S. (1994). Eliminación biológica de fosfatos: microbiología y bioquímica. II Simposio Internacional sobre el control de polución de aguas por Procesos Biológicos. Valencia. Venezuela.
- Griffin, M.E., McMahon K.D., Mackie R.I. and Raskin L. (1998). Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. *Biotechnology and Bioengineering*.
- Gujer, W., Zehnder, A. J. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.*
- Guang-Hui, Y., Ping-Hi, E., Li-Ming, S., Yi-Shu, Z. (2008). Extracellular proteins, polysaccharides and enzymes impact on sludge aerobic digestion after ultrasonic pretreatment. *Water Research*.
- Guyot, J. P. (1990). Introducción a la microbiología de los digestores anaerobios, Conferencia sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina. México, D.F.
- Hilkiah-Igoni, A., Ayotamuno, M.J., Eze, C.L., Ogaji, S.O., Probert, S.D. (2007). Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Applied Energy*.



-
- Hjort-Grefersen, K. (2000). "Sustainable handling and utilization of manure and organic waste and sewage sludge". Water Science & Technology.
- Hwang, k., Shin, E y Choi, H. (1997). "A mechanical pretreatment of waste activated sludge for improvement of anaerobic digestion system". Water Science and Technology.
- Jeris, J. S., McCarty, P. L. (1965). The biochemistry of methane fermentation using C¹⁴ traces. Water Pollution Control Federal.
- Jerger, J.S., McCarty P. L. (1983). "Biogasification of woody biomass following degradation of the landfill leachate molecules butyrate and valerate" Water Research.
- Kayhanian, M and Rich, D. (1995). Pilot-scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. En: Biomass and Bioenergy.
- Kim, J., Park, C.(2003). "Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge". J. Bioscience and Bioengineering.
- Koppe, P., Imhoff, K., Herkelmann, H., Sebesta, G. (1999). Some practical aspects of the "bicarbon process". Water Research.
- Lin, C and Lee, Y. (2002) "Effect of thermal and chemical pretreatments on anaerobic ammonium removal in treating septage using the UASB system". Biores. Technol.
- Lin, J., Chang, C. and Chan, S. (1997) "Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization". Biores. Technol.
- Madigan, M., Martinko, J. y Parker, J. (2001). *Macromoléculas y genética molecular*. Prentice Hall. Madrid, España. 225 pp.
- Mackie, R. L and Bryant, M. P. (1981). Metabolic activity of fatty acid-oxidizing bacteria and the contribution of acetate, propionate, butyrate and CO₂ to methanogenesis in cattle waste at 40 and 60 °C. Application Environ Microbiologica.
- Metcalf y Eddy Inc. (2004). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4a. Edición. Mc Graw-Hill. Nueva York. 1819 pp.
- Mora, J.A. (2004). El problema de la basura en la ciudad de México Fundación de Estudios Urbanos y Metropolitanos. 82pp.
- Mosey, F.E. (1983). "New developments in the anaerobic treatment of the industrial waste". Effluent water Treat.
- Müller, J.A. (2001). Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. Water Science and Technology.
- Noyola A. (1994). Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB. Tratamiento anaerobio memorias del III Taller y Seminario Latinoamericano "Tratamiento de Aguas Residuales". Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- Noyola, R.A. (1996). Tratamiento y disposición de residuos sólidos. Memoria del III Congreso Interamericano "Ingeniería Sanitaria y Ambiental". Distrito Federal, México.
- Rajan, R.V., Lin, J-G and Ray, B. T. (1989). "Low-level chemical pre-treatment for enhanced sludge solubilization". Water Pollution Control Fed.
- Red Internacional de Salud Sin Daño. Panorama de los problemas de la incineración y alternativas en el tratamiento de residuos médicos. Cf. www.noharm.org y www.saludsindanio.org
- Ropars, M., Marchal, R. (1992). "Large-Scale enzymatic hydrolysis of agricultural lignocellulosic biomass. Part 1: Pretreatment Procedures". Bioresource Technology.



-
- Pavlostathis, S.G. and Giraldo-Gomez, E.(1991).Kinetics of Anaerobic Treatment. Ed: Wat. Sci. Tech.
- Scenna, N.J.(1999).Modelado, Simulación y Optimización de Procesos Químicos.
- Schlegel, G. H. (1991). Microbiología General. Ed. Omega, Barcelona, España.
- Scriban, R. (1984). Biotecnología. Editorial El Manual Moderno, 2ª edición, México.
- SEMARNAT (2008). Informe de la situación del medio ambiente en México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Semarnat-México. (En línea, citado noviembre del 2008). Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental>
- Soubes, M. (1994). Microbiología de la digestión anaerobia. III taller y seminario Latinoamericano, “Tratamiento anaerobio de aguas residuales”, Montevideo, Uruguay.
- Stover, E. L. (1994). Tratamiento anaerobio de efluentes: ha llegado la hora de su aplicación. II Simposio Internacional sobre Control de Polución de Aguas por Procesos Biológicos, Valencia, Venezuela.
- Tchobanoglouss, G.; Theisen, H y Virgil, S. (1994).Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid: Mc Graw – Hill.
- Themelis, N.J. (2002).Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Waste.Columbia University.
- Vagron GMBH. (2000). www.vagron.nl/html/uk/procesvagron.htm
- Vandevivere, P., De Baere, L. (2002). “Types of anaerobic digester for solid wastes”. In: Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. Ed. J. Mata- Álvarez.
- Yehuda, M. G.,Zeeman, Jules,B and G, Lettinga (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”. Elsevier science, Vol 34, 2000, pp.



ANEXO I

Resultados completos del pretratamiento
mecánico.



Pretratamiento mecánico

La caracterización de la muestra representativa de la FORSU de la ciudad de México arroja los resultados mostrados en la tabla 1. Esta proporciona un valor aproximado de cuánto es el máximo que se puede extraer, es decir, que tanto puede ser utilizada biológicamente la FORSU.

Tabla 1. Caracterización de la muestra para el pretratamiento mecánico.

Parámetro	SDT	SDF	SDV	DQO	DBO	NT	PT	COT
Totales	316,430	55,899	260,532	204,680	57,200	2,794	2,108	14,860

Una vez que sabemos los valores totales de cada parámetro en la muestra, se expone la tabla 2 que contiene los valores obtenidos en los lixiviados de cada muestreo y para cada experimento realizado, a lo largo de la primera parte experimental.

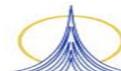
Para una mayor claridad de los resultados la tabla 2 fue seccionada, cada sección reporta el mismo parámetro para las 6 lixivaciones. Todos los valores mostrados en la tabla 2 están dados en mg/kg BH.

Tabla 2. Valores obtenidos en el pretratamiento mecánico.

SDT	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadora	Testigo	Extrusor	Licuadora
Tiempo (h)						
0	0	0	0	0	0	0
2	31,020	25,420	40,820	30,760	33,160	43,540
4	34,880	32,420	44,300	45,040	48,840	56,940
6	37,240	44,780	45,960	55,200	58,280	65,300
8	34,760	46,820	48,460	61,900	64,020	69,360
10	41,220	47,860	51,360	65,960	66,860	71,800

Para el pretratamiento mecánico solo se presentaron resultados de SDT, ya que eran el principal indicador de cuanta materia de la FORSU se disolvía en el agua, también se midieron los SDF y SDV, aunque no se agregaron al anexo.

DBO	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadora	Testigo	Extrusor	Licuadora
Tiempo (h)						
0	0	0	0	0	0	0
2	19,856	17,816	29,779	26,933	23,790	29,664
4	27,336	27,846	33,245	46,055	42,380	48,168
6	30,396	35,156	36,539	64,231	61,620	61,812
8	31,076	36,856	37,925	74,597	78,260	73,476
10	34,000	40,000	40,005	83,306	93,816	84,600



Los valores de DBO y DQO son valores indispensables, ya que estos son indicadores de la cantidad de material carbonoso disuelto en el agua, además de generar el índice de biodegradabilidad.

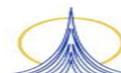
Tiempo (h)	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadora	Testigo	Extrusor	Licuadora
0	0	0	0	0	0	0
2	38,933	34,933	57,267	37,933	36,600	54,933
4	53,600	54,600	63,933	64,867	65,200	89,200
6	59,600	68,933	70,267	90,466	94,800	114,466
8	60,933	72,267	72,933	105,066	120,400	136,066
10	66,267	76,933	76,933	117,333	144,333	156,666

Tiempo (h)	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadora	Testigo	Extrusor	Licuadora
0	0	0	0	0	0	0
2	26,267	16,933	20,933	19,933	20,933	23,933
4	42,267	21,267	25,600	36,200	38,867	42,200
6	50,267	24,267	32,267	48,800	48,833	54,333
8	51,600	29,933	35,267	53,266	58,300	65,133
10	52,600	34,267	36,267	55,733	66,766	74,766

Las siguientes secciones de la tabla 2 muestran la cantidad de nutrientes extraídos.

Tiempo (h)	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadora	Testigo	Extrusor	Licuadora
0	0	0	0	0	0	0
2	728	585	829	776	689	890
4	865	720	882	1,117	1,142	1,408
6	868	1,002	963	1,333	1,473	1,680
8	924	1,072	1,019	1,529	1,753	1,884
10	1,078	1,075	1,070	1,660	1,912	2,016

Tiempo (h)	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadora	Testigo	Extrusor	Licuadora
0	0	0	0	0	0	0
2	253	183	235	266	199	270
4	233	199	237	389	296	362
6	298	272	285	508	345	427
8	305	285	330	617	380	472
10	305	301	342	727	406	508



PT	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadaora	Testigo	Extrusor	Licuadaora
Tiempo (h)						
0	0	0	0	0	0	0
2	758	609	848	777	725	899
4	789	764	909	1,107	1,260	1,249
6	891	973	912	1,413	1,535	1,487
8	955	993	961	1,653	1,715	1,712
10	965	1,079	1,004	1,816	1,810	1,897

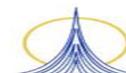
PO ₄	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadaora	Testigo	Extrusor	Licuadaora
Tiempo (h)						
0	0	0	0	0	0	0
2	678	513	803	678	615	781
4	734	666	751	1,045	956	1,054
6	872	745	746	1,305	1,154	1,219
8	726	758	746	1,483	1,331	1,339
10	778	894	931	1,636	1,465	1,431

COT	Lixiviación sin recambio			Lixiviación con recambio		
	Testigo	Extrusor	Licuadaora	Testigo	Extrusor	Licuadaora
Tiempo (h)						
0	0	0	0	0	0	0
2	15,510	12,874	21,240	15,036	15,824	22,260
4	17,258	16,790	20,460	22,650	24,432	29,716
6	18,862	23,040	22,680	27,554	28,756	33,680
8	18,384	23,000	24,580	30,714	36,609	35,668
10	19,608	23,000	25,080	32,722	37,501	36,124



ANEXO II

Resultados completos del pretratamiento térmico.



Pretratamiento térmico.

A pesar de haber hecho todo un protocolo para obtener una muestra representativa de la FORSU, la homogeneidad de esta puede variar es por eso que la muestra tomada para realizar el pretratamiento térmico debe caracterizarse nuevamente, los resultados de esta se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Caracterización de la muestra de FORSU para el pretratamiento térmico.

Parámetro	SDT	SDF	SDV	DQO	DBO	NTK	PT
Totales	319,900	70,900	249,000	281,503	88,000	5,654	3,851

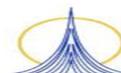
A continuación en la tabla 4 se muestran en su totalidad los resultados obtenidos para el pretratamiento térmico, estos se presentan por bloques, el primero reporta los resultados para el testigo, el segundo expone el pretratamiento térmico a 55°C y así sucesivamente.

Tabla 4. Resultados completos del pretratamiento térmico.

Parámetro	Testigo 5 min	Testigo 30 min	Testigo 60 min	Testigo 120 min
SDT	55,540	59,520	60,680	62,200
SDF	10,420	10,060	9,260	11,500
SDV	45,120	49,460	51,420	50,700
DQO	53,967	62,933	64,600	66,267
DBO	30,250	35,150	36,200	37,050
NT	642	642	695	734
NH ₃	166	199	212	229
PT	1,035	1,121	1,162	1,203
PO ₄	645	846	846	871

La tabla 4 en su parte b reporta los resultados obtenidos para el pretratamiento térmico a 55°C. De tal forma que el lector puede comparar más fácilmente y de una forma cuantitativa las diferencias entre los diferentes tiempos de calentamiento y los pretratamientos a las diferentes temperaturas.

Parámetro	55°C 5 min	55°C 30 min	55°C 60 min	55°C 120 min
SDT	56,840	62,240	67,100	67,420
SDF	11,200	10,600	11,560	11,460
SDV	45,640	51,640	55,540	55,960
DQO	62,933	67,933	69,267	70,933
DBO	37,730	40,500	44,000	43,550
NT	624	660	721	761
NH ₃	173	208	261	271
PT	1,086	1,178	1,264	1,264
PO ₄	831	907	958	882



Cada sección de la tabla 4 representa un pretratamiento térmico y muestra el arrastre para cada parámetro a los diferentes tiempos de lixiviación. Esta sección exhibe el pretratamiento a 70°C.

Parámetro	70°C 5 min	70°C 30 min	70°C 60 min	70°C 120 min
SDT	59,560	65,600	71,440	80,640
SDF	12,040	13,200	12,120	13,620
SDV	47,520	52,400	59,320	67,020
DQO	70,600	76,933	83,933	81,600
DBO	45,000	56,000	64,000	70,000
NT	704	717	836	880
NH ₃	173	228	317	321
PT	1,157	1,295	1,371	1,407
PO ₄	861	973	973	897

Esta es la parte final de la tabla 4, muestra el tratamiento que mas compuestos arrastro, el pretratamiento a 90°C y sus valores a lo largo del experimento.

Parámetro	90°C 5 min	90°C 30 min	90°C 60 min	90°C 120 min
SDT	60,280	69,260	74,680	86,860
SDF	9,640	11,740	11,460	17,200
SDV	50,640	57,520	63,220	69,660
DQO	75,600	88,267	97,267	106,600
DBO	52,000	61,000	70,000	80,000
NT	690	748	902	1,073
NH ₃	190	266	326	352
PT	1,193	1,351	1,310	1,290
PO ₄	861	1,030	989	953