



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA**



**PRETRATAMIENTO QUÍMICO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS
SÓLIDOS URBANOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO PARA SU POSTERIOR
ACIDIFICACIÓN BIOQUÍMICA**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

P R E S E N T A :

SANDRA YAZMIN ARZATE SALGADO

TUTOR:

DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ



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
AUTONOMA DE
MEXICO

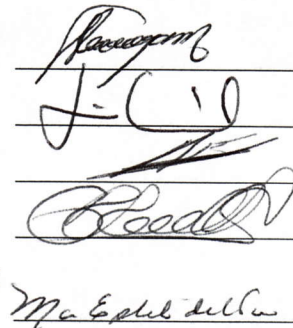
FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES "ZARAGOZA"

DIRECCIÓN

JEFE DE LA UNIDAD DE ADMINISTRACION
ESCOLAR
PRESENTE.

Comunico a usted que al alumno(a) ARZATE SALGADO SANDRA YAZMIN con número de cuenta 406034447 de la carrera Ingeniería Química, se le ha fijado el día 27 del mes de mayo de 2011 a las 10:00 horas para presentar su examen profesional, que tendrá lugar en la sala de exámenes profesionales del Campus II de esta Facultad, con el siguiente jurado:

PRESIDENTE	DR. ALEJANDRO ROGEL RAMÍREZ
VOCAL	DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ*
SECRETARIO	DRA. ELOISA ANLEU ÁVILA
SUPLENTE	I. Q. GONZALO RAFAEL COELLO GARCÍA
SUPLENTE	M. en I. MARÍA ESTELA DE LA TORRE GÓMEZ TAGLE

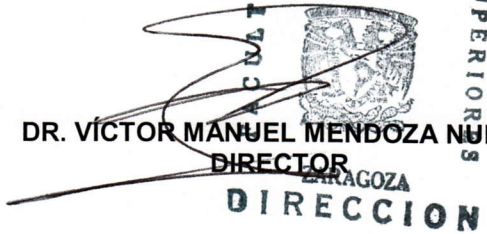


El título de la tesis que se presenta es: **PRETRATAMIENTO QUÍMICO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (FORSU) DE LA CIUDAD DE MÉXICO PARA SU POSTERIOR ACIDIFICACIÓN BIOQUÍMICA.**

Opción de Titulación: **Tesis Profesional**

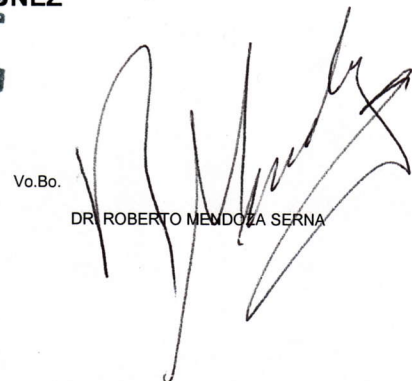
ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
México, D. F. a 27 de mayo de 2011.

DR. VÍCTOR MANUEL MENDOZA NUÑEZ
DIRECTOR
DIRECCION



RECIBÍ:
OFICINA DE EXÁMENES PROFESIONALES

Vo.Bo.
DR. ROBERTO MENDOZA SERNA



Ser universitario representa una forma de existencia, una manera de ser. Significa ganar en información y conocimiento, pero de forma especial: alcanzar la formación que todo profesional debe tener, incluidos los valores laicos que de él se esperan.

Narro, 2010

Agradecimientos:

A mi familia que me ha educado como persona y ha puesto todos sus medios para que pueda formarme como un profesionalista. De forma individual deseo expresar mi más profundo agradecimiento:

- A la “señora” que además de ser mi madre, mi amiga y mi compañera, es un ejemplo amoroso de perseverancia e independencia me ha dado las bases para ser una mujer ética amante de la libertad.
- A mi papá que ha hecho esfuerzos sobrehumanos para mantener la riqueza de nuestro reino, y es la persona en quien siempre puedo encontrar resguardo.
- A mi “manis” que ha tenido que abrir camino y poner el ejemplo, quien pacientemente ha puntualizado mis fallas y me ha exhortado a crecer.
- A mi “nene” que es el sol de mi vida, que con su especial forma de tratarme me ha dado lecciones invaluable, por lo que lo respeto y admiro.

Gracias familia

A mis padrinos Mari, Saúl, Laura y Toño; y a mi abuela Lucía (†), que me han demostrado que una familia se forma por la convivencia más que por el lazo consanguíneo.

A mis colegas: Ezequiel, Denhy, Paola, Nalle, Ana, *et al.* (en la PANRA), a Adriana, Omar, Karen, Benja, Eli, Rafa, Marlen *et al.* (en la FES), a Circe, David enamorado, David perverso, Fabián, Lucero, Mauricio, Rosalinda, *et al.* (en el Instituto), quienes se tomaron el tiempo para acompañarme en este camino.

A los amores de mi vida de quienes guardo gratos recuerdos y a mi terapeuta Consuelo que me ayuda a ver desde otra perspectiva los malos momentos.

- Al ICyTDF y al Instituto de Ingeniería que me dieron los medios para desarrollar este trabajo de tesis.
- Al Dr. Simón que me aceptó como tesista, quién más que ser mi director se comportó como mi tutor, que con paciencia y dedicación sembró en mí la pasión por la investigación.
- Al Dr. Oscar, que reconoció mi esfuerzo, y con sus consejos evitó que abandonara el proyecto y me ayudó a concluirlo.
- Al Mtro. Ortiz por darme una probada de proyectos en la Torre de Ingeniería, y sugerirme que saliera a buscar nuevas alternativas.

Gracias Instituto de Ingeniería

- A los docentes de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, quienes me brindaron sus conocimientos para concluir la licenciatura.
- A la Dra. Anleu y a Mtra. Estela quienes depositaron en mí la confianza para emprender el camino como docente.
- Al grupo 3105 que hizo urgente que concluir mi trámite de titulación.

Gracias FES Zaragoza

- A IDEAS, IPTA, IEMA y OZONE, que actualmente me permiten construir castillos en el aire.

A Haití por contagiarme de su desgracia y obligarme a reconstruirme

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN	01
1.1. Objetivos	02
1.1.1. <i>General</i>	02
1.1.2. <i>Particulares</i>	02
2. SITUACIÓN ACTUAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL DISTRITO FEDERAL	03
2.1. Generación y tipos	03
2.2. Características de los residuos sólidos urbanos	05
2.2.1. <i>Propiedades físicas</i>	05
2.2.2. <i>Propiedades químicas</i>	05
2.2.3. <i>Propiedades biológicas</i>	06
2.3. Legislación y normativa	06
3. DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS	08
3.1. Etapas de la degradación anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	08
3.1.1. <i>Hidrólisis</i>	08
3.1.2. <i>Acidogénesis</i>	09
3.1.3. <i>Metanogénesis</i>	09

3.2. Variables de operación de la degradación anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	10
3.2.1. <i>Temperatura</i>	10
3.2.2. <i>Nutrientes e inhibidores</i>	10
3.2.3. <i>Tamaño de partícula</i>	10
3.2.4. <i>Grado de mezcla</i>	10
4. PRETRATAMIENTOS DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	11
4.1. Pretratamientos físicos	11
4.1.1. <i>Pretratamiento mecánicos</i>	11
4.1.2. <i>Pretratamiento térmico</i>	11
4.1.3. <i>Pretratamiento con ultrasonido</i>	11
4.2. Pretratamiento químico	12
4.3. Pretratamiento biológico	12
5. MATERIALES Y MÉTODOS	13
5.1. Generación de la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México	14
5.2. Caracterización de la FORSU	15
5.3. Pruebas de lixiviación	16
5.4. Pretratamiento químico	19
5.4.1. <i>Variación del pH con la adición de NaOH y H₂SO₄</i>	19
5.4.2. <i>Hidrólisis en medio básico y medio ácido con la adición de NaOH y H₂SO₄</i>	19
5.4.3. <i>Degradación química de la FORSU en medio básico con la adición de NaOH y medio ácido con la adición de H₂SO₄ a distintas concentraciones</i>	21
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
6.1. Generación de la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México	22
6.2. Obtención y caracterización de la FORSU	21
6.3. Pruebas de lixiviación	24
6.3.1. <i>Curvas experimentales</i>	24

6.3.2. Ajuste a un modelo matemático	30
6.3.3. Análisis de varianza	41
6.4. Pretratamiento químico	44
6.4.1. Variación del pH con la adición de NaOH y H ₂ SO ₄	44
6.4.2. Caracterización de los productos de la hidrólisis en medio básico (NaOH) y medio ácido (H ₂ SO ₄)	45
6.4.3. Caracterización de los productos de la degradación química de la FORSU en medio básico y ácido con la adición de NaOH y H ₂ SO ₄ a distintas concentraciones	47
7. CONCLUSIONES	50
8. REFERENCIAS	51

LISTA DE FIGURAS

	página	
Figura 2.1	Generación de residuos sólidos por delegación	04
Figura 3.1	Rutas que llevan a la producción de metano y dióxido de carbono en la digestión anaerobia de la FORSU	09
Figura 5.1	Procedimiento de caracterización de la FORSU	14
Figura 5.2	Tipos de alimentación al sistema de lixiviación	17
Figura 5.3	Lixiviación natural	18
Figura 5.4	Lixiviación forzada	18
Figura 5.5	Variación de pH con adición de NaOH y H ₂ SO ₄	20
Figura 5.6	Hidrólisis en medio básico y ácido con la adición de NaOH y H ₂ SO ₄	20
Figura 6.1	SDT. Curvas experimentales	25
Figura 6.2	Parámetros relacionados con el carbono. Curvas experimentales	27
Figura 6.3	Nutrientes. Curvas experimentales	29
Figura 6.4	Ecuación del sistema de lixiviación	30
Figura 6.5	Ecuación para determinar las constantes del sistema de lixiviación	30
Figura 6.6	SDT. Linearización de curvas experimentales	32
Figura 6.7	Parámetros relacionados con el carbono. Linearización de curvas experimentales	33
Figura 6.8	Nutrientes. Linearización de curvas experimentales	35
Figura 6.9	SDT. Extrapolación de curvas de saturación	38
Figura 6.10	Parámetros relacionados con el carbono. Extrapolación de las curvas de saturación	39
Figura 6.11	Nutrientes. Extrapolación de las curvas de saturación	40
Figura 6.12	Variación del pH del sistema con la adición de NaOH y H ₂ SO ₄	44
Figura 6.13	Variación de la concentración de SDT, SDF, SDV, DQO y N-NH ₄ con la adición de H ₂ SO ₄ y NaOH a distintas concentraciones	48

LISTA DE TABLAS

		página
Tabla 2.1	Clasificación de los residuos sólidos urbanos	04
Tabla 2.2	Normatividad aplicable para la gestión de residuos sólidos	07
Tabla 5.1	Métodos estándar para determinación de parámetros de la FORSU y lixiviados	16
Tabla 6.1	Cálculo de las cantidades a mezclar para hacer la muestra representativa de la FORSU de la ciudad de México	23
Tabla 6.2	Caracterización de la FORSU (en base húmeda)	23
Tabla 6.3	Coefficiente de correlación para el ajuste matemático	37
Tabla 6.4	Constantes de la ecuación	37
Tabla 6.5	F calculada para bloques de tratamiento y tiempo	41
Tabla 6.6	SDT. DHS de Tukey ^{ab}	42
Tabla 6.7	Parámetros relacionados con el carbono. DHS de Tukey ^{ab}	43
Tabla 6.8	Nutrientes. DHS de Tukey ^{ab}	43
Tabla 6.9	Sólidos después de la degradación química	45
Tabla 6.10	Cocientes de sólidos (de la Tabla 6.9)	45
Tabla 6.11	Compuestos carbonosos después de la degradación química	46
Tabla 6.12	Cocientes de compuestos carbonosos (de la tabla 6.11)	46
Tabla 6.13	Nutrientes después de la degradación química	46

RESUMEN

Se generó una muestra representativa de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) de la ciudad de México, la cual fue caracterizada, y sometida a pruebas de lixiviación e hidrólisis química con NaOH y H₂SO₄.

Se determinaron las concentraciones de sólidos totales, fijos y volátiles en sus formas: total, suspendida y disuelta, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno, fósforo, nitrógeno amoniacal y fósforo como ortofosfatos. Las pruebas de lixiviación describieron la tendencia de concentraciones, con una relación directa con el tiempo de contacto y una relación inversa con el tamaño de partícula. La hidrólisis química resultó en un aumento de concentraciones de los parámetros determinados, sin una tendencia definida con relación a la cantidad de ácido o álcali adicionado, manteniendo como variables fijas la temperatura, tamaño de partícula y tiempo de contacto.

1. INTRODUCCIÓN

La ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal, publicada en la Gaceta del Distrito Federal el 22 de abril del 2003, tiene por objeto regular la gestión integral de los residuos sólidos urbanos y residuos de manejo especial. Esta ley considera que el manejo de los residuos sólidos se debe realizar adoptando medidas para la reducción de la generación, la separación en la fuente, la recolección selectiva y el adecuado aprovechamiento, tratamiento y disposición final de los residuos.

Esto hace hincapié en la oportunidad de aprovechamiento de algunos residuos, principalmente de aquellos que tienen un alto valor energético, como es el caso de la materia orgánica (SMADF, 2008).

En la Ciudad de México se producen diariamente 12,500 toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU); siendo la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) la predominante en la composición de los residuos generados. Proponer y diseñar un sistema de tratamiento autosustentable, factible técnica y económicamente, resulta ser el camino para bajar la presión al actual sistema de manejo de residuos de la Ciudad.

En este sentido, la aplicación de la digestión anaerobia de la FORSU resulta una alternativa viable, ya que logra reducir el volumen de residuos orgánicos que se disponen en rellenos sanitarios, además de permitir recuperar su potencial energético.

Bajo este esquema es importante determinar las condiciones óptimas bajo las cuales puede utilizarse la FORSU de la Ciudad de México en la digestión anaerobia, considerando que mediante la aplicación de pretratamientos físico, químicos y/o biológicos a la FORSU puede conseguirse un aumento de la velocidad de hidrólisis y de su biodegradabilidad anaerobia (Sales *et al.*, 2009).

1.1. Objetivos

1.1.1. General

Proponer, aplicar y evaluar un pretratamiento químico utilizando un medio ácido o un medio básico, para mejorar el proceso de hidrólisis de la fracción orgánica presente en los residuos sólidos urbanos (FORSU) de la Ciudad de México para su degradación.

1.1.2. Particulares

- Generar una muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México.
- Caracterizar la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México, por medio de la determinación de las concentraciones de STT, STF, STV, DQO, DBO, COT, N, P.
- Analizar el efecto que ejerce el modificar el tamaño de partícula de la FORSU de la Ciudad de México, cuando se somete a pruebas de lixiviación, determinando concentraciones de SDT, DQO, COT, N, P, N-NH₄, P-PO₄ en la fase líquida
- Observar el efecto que ejerce el modificar el gradiente de concentración de la fase líquida de la FORSU de la Ciudad de México, cuando se somete a pruebas de lixiviación, determinando concentraciones de SDT, DQO, COT, N, P, N-NH₄, P-PO₄ en la fase líquida.
- Proponer un medio ácido o un medio básico en el pretratamiento químico de la FORSU de la Ciudad de México.
- Comprobar que el pretratamiento químico aplicado a la FORSU de la Ciudad de México, sirve para aumentar la transferencia de compuestos a la fase líquida por medio de la determinación de las concentraciones de SDT, DQO, COT, N, P, N-NH₄, P-PO₄.

2. SITUACIÓN ACTUAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL DISTRITO FEDERAL

En los párrafos siguientes, se describe la situación actual de los residuos sólidos urbanos (RSU) en el Distrito Federal, indicando cifras de generación y tipos, así también se definen los términos mediante los cuales son clasificados los RSU, y se presenta en una tabla la legislación que los rige a nivel local y federal. Se precisan asimismo las características físicas, químicas y biológicas que presentan los RSU.

2.1. Generación y tipos

De acuerdo a la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal publicada en el 2003 (ALDF, 2003), los residuos sólidos urbanos son aquellos generados en casa habitación, unidad habitacional o similares que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques, los provenientes de cualquier otra actividad que genere residuos sólidos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías públicas, áreas comunes y cuidado de áreas verdes.

En promedio, cada habitante del DF produce al día casi 1.4 kg de residuos sólidos urbanos que representan 12,500 toneladas diarias (SMADF, 2009). La Figura 2.1 muestra en promedio, la generación diaria por delegación en el 2008.

Según el artículo 32 del Reglamento de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal los residuos sólidos urbanos son clasificados en orgánicos e inorgánicos. La Tabla 2.1 indica los tipos de residuos, así como su clasificación.

De la generación diaria de RSU del Distrito Federal, el 60% corresponde a residuos de tipo inorgánico y 40% orgánico (SMADF, 2008).

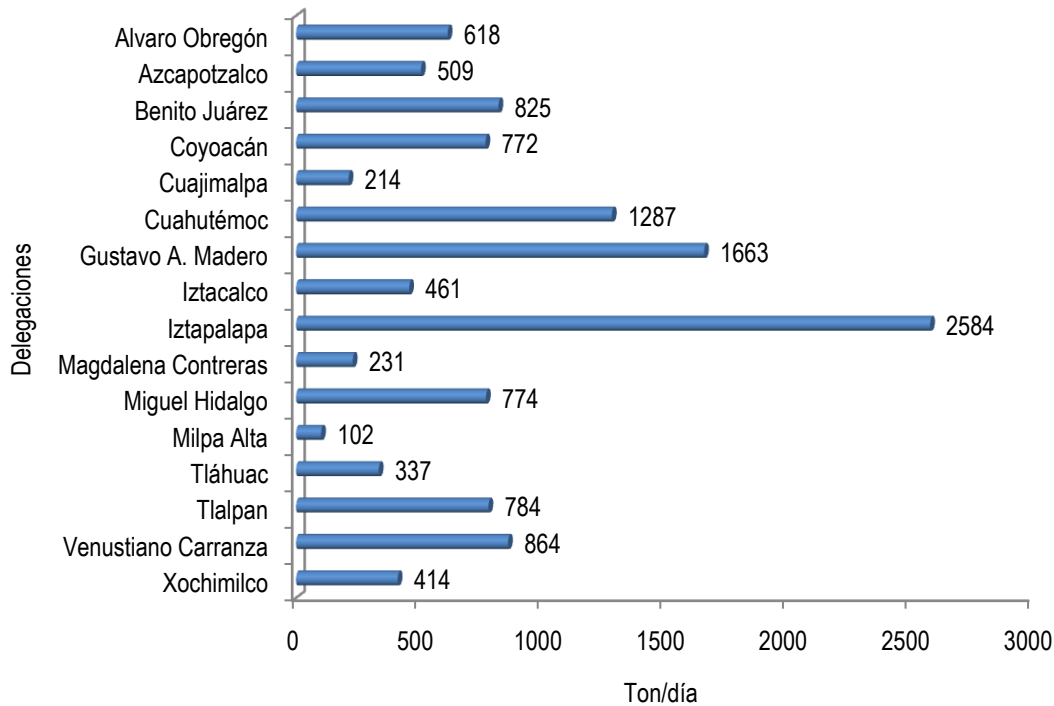


Figura 2.1. Generación de residuos sólidos por delegación (Velasco *et al.*, 2009)

Tabla 2.1 Clasificación de los residuos sólidos urbanos (APDF, 2008)

Tipo de residuo	Definición	Subclasificación
Residuos Orgánicos	Todo residuo sólido biodegradable	<ul style="list-style-type: none"> a) Residuos de jardinería y los provenientes de poda de árboles y áreas verdes; b) Residuos provenientes de la preparación y consumo de alimentos; c) Residuos susceptibles de ser utilizados como insumo en la producción de composta; d) Los demás que establezcan en forma conjunta la Secretaría y la Secretaría de Obras.
Residuos Inorgánicos	Todo residuo que no tenga características de residuo orgánico y que pueda ser susceptible a un proceso de valorización para su reutilización y reciclaje.	<ul style="list-style-type: none"> a) Vidrio; b) Papel y cartón; c) Plásticos; d) Aluminio y otros metales no peligrosos y laminados de materiales reciclables; e) Cerámicas; f) Artículos de oficina y utensilios de cocina; g) Equipos eléctricos y electrónicos; h) Ropa y textiles; i) Sanitarios y pañales desechables; j) Otros no considerados como de manejo especial; y k) Los demás que establezcan en forma conjunta la Secretaría y la Secretaría de Obras.

2.2. Características de los residuos sólidos urbanos

Las propiedades de los RSU pueden clasificarse en físicas, químicas y biológicas; estas deben tenerse en cuenta para identificar la viabilidad de procesos de aprovechamiento de residuos.

2.2.1. Propiedades físicas

Las propiedades físicas más importantes de los RSU incluyen: peso específico, contenido de humedad, tamaño de partícula y distribución del tamaño, porosidad de los residuos compactados (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

- Humedad. Normalmente se expresa de dos formas: peso húmedo y peso seco. Está presente en los residuos urbanos, y oscila alrededor del 40% en peso húmedo, con un margen que puede situarse entre el 25 y el 60%. La máxima aportación de humedad la proporcionan las fracciones orgánicas, y la mínima, las fracciones inorgánicas. En los residuos urbanos, la humedad tiende a unificarse y unos productos ceden humedad a otros.
- Densidad. Se define como el peso de un material por unidad de volumen. Este valor soporta grandes variaciones según el grado de compactación a que están sometidos los residuos. En los contenedores de residuos urbanos, la densidad oscila entre 0,1 y 0,3 kg/ L, mientras que en los camiones compactadores puede alcanzarse la cifra de 0,6 kg/ L. Los valores medios teóricos para residuos sin compactar se sitúan en torno a 0,45 kg/ L con variaciones importantes de acuerdo a la composición concreta de los residuos en cada localidad.
- Granulometría. El tamaño y la distribución del tamaño de los componentes de los materiales en los residuos sólidos son una consideración importante dentro de la recuperación de materiales, especialmente con medios mecánicos, como cribas y separadores magnéticos. Estos valores también deben tomarse con cautela, ya que las operaciones de recogida afectan al tamaño por efecto de la compresión o de mecanismos trituradores.
- Capacidad de campo. Es la cantidad de humedad que puede ser retenida por una muestra de residuo sometida a la acción de la gravedad. El exceso de agua sobre la capacidad de campo se emitirá en forma de lixiviación. En el resto del documento, se hará mención a la lixiviación como un proceso en el que el soluto se transfiere de una matriz sólida a un disolvente (Wantak, 2008)
- Permeabilidad de los residuos compactados. La conductividad hidrológica de los residuos compactados es una propiedad que gobierna el movimiento de líquidos y gases dentro de un vertedero, los valores se encuentran dentro de la gama de 10^{-11} y 10^{-12} m² en dirección vertical y unos 10^{-10} m² en dirección horizontal.

2.2.2. Propiedades químicas

La información sobre la composición química de los componentes que conforman los RSU es importante para evaluar las opciones de procesamiento y recuperación. Cuando la FORSU se va a utilizar como alimentación

para la elaboración de productos de conversión biológica es importante conocer los elementos mayoritarios y que componen los residuos y los elementos en cantidades de traza que se encuentran en los residuos.

Las propiedades importantes a conocer son las siguientes:

- Análisis físico. Incluye los ensayos de humedad, materia volátil combustible, carbono fijo y ceniza.
- Análisis elemental. Implica la determinación del porcentaje de C, H, O, N, S y ceniza. Los resultados se utilizan para caracterizar la composición química de la materia orgánica en los RSU, y para definir la mezcla correcta de materiales residuales necesaria para conseguir relaciones C/N aptas para procesos de conversión biológica.
- Contenido energético. En términos generales, puede indicarse que el poder calorífico de la totalidad de los residuos sólidos urbanos está entre 1,500 y 2,200 kcal/kg
- Nutrientes esenciales y elementos del material residual. Se determinan cuando la FORSU se va a utilizar para la elaboración de productos biológicos de conversión, respecto a la disponibilidad de nutrientes de microbios, y para valorar los usos finales que puedan tener los materiales restantes después de la conversión biológica. Son utilizados parámetros como: NH₄-N, NO₃-N, P, PO₄-P, K, SO₄-S, Ca, Mg, Na, B, Se, Zn, Mn, Fe, Cu, Co, Mo, Ni, W.

2.2.3. Propiedades biológicas

La FORSU se puede clasificar en: constituyentes solubles en agua (azúcares, féculas, aminoácidos y ácidos orgánicos), hemicelulosa, celulosa, grasas (ésteres de alcoholes y ácidos grasos de cadena larga), lignina, lignocelulosa y proteínas.

La propiedad biológica más importante de la FORSU es que los componentes orgánicos pueden ser convertidos biológicamente en gases y sólidos orgánicos e inorgánicos relativamente inertes (biodegradabilidad) (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

2.3. Legislación y normativa

En la Tabla 2.2 se enlista la normatividad aplicable a la gestión de residuos sólidos en el Distrito Federal, este conjunto se basa en el reconocimiento de que la gestión de los residuos demanda la participación informada y organizada de todos los sectores, para lograr los objetivos de reducción, reutilización, reciclado y manejo ambientalmente adecuado de los mismos; para ello se siguen los siguientes principios claves:

- a) La prevención y minimización de la generación de los residuos, de su liberación al ambiente, y su transferencia de un medio a otro, así como su manejo integral para evitar riesgos a la salud y daños a los ecosistemas.
- b) Corresponde a quien genere residuos, la asunción de los costos derivados del manejo integral de los mismos y, en su caso, de la reparación de los daños.

- c) La responsabilidad compartida de los productores, importadores, exportadores, comercializadores, consumidores, empresas de servicios de manejo de residuos y de las autoridades de los tres órdenes de gobierno es fundamental para lograr que el manejo integral de los residuos sea ambientalmente eficiente, tecnológicamente viable y económicamente factible.
- d) La valorización de los residuos para su aprovechamiento como insumos en las actividades productivas (Cortinas de Nava, 2009).

Tabla 2.2 Normatividad aplicable para la gestión de residuos sólidos (SMADF, 2010)

Nivel	
Local	Reglamento de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal
	Ley Ambiental del Distrito Federal
	Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal
	Sanciones Establecidas en la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal
	NADF-007-RNAT-2004, Clasificación y especificaciones de manejo para residuos de la construcción
	Programa de Gestión Integral de Residuos Sólidos
Federal	Ley para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
	Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos

3. DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

La digestión anaerobia es un proceso biológico degradativo en el cual, parte de la materia orgánica contenida en un sustrato es convertida en una mezcla de gases, principalmente metano y dióxido de carbono, mediante la acción de un conjunto de microorganismos en ausencia de aceptores de electrones de carácter inorgánico (O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}) (Martí, 2006).

La fracción biodegradable de la FORSU se puede convertir mediante este proceso en una mezcla de gases que contiene dióxido de carbono y metano. Esta conversión se puede representar con la reacción 3.1, el dióxido de carbono y el metano constituyen más del 90% del gas total producido.

Materia orgánica + H_2O + Nutrientes $\xrightarrow{\text{organismos degradativos}}$ Compuestos orgánicos de bajo peso molecular + materia orgánica resistente + H_2O + CO_2 + CH_4 + H_2S + Calor

3.1

3.1. Etapas de la degradación anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

La degradación biológica de la FORSU bajo condiciones anaerobias se lleva a cabo en tres pasos que se representan en la Figura 3.1.

El primer paso en el proceso implica la transformación, mediada por enzimas (hidrólisis), de compuestos de masas moleculares más altas a compuestos aptos para usar como fuente de energía y tejido celular. El segundo paso (acidogénesis) implica la conversión bacteriana de los compuestos resultantes del primer paso a compuestos intermedios identificables de masa molecular más baja. Durante la tercera etapa (metanogénesis), las bacterias metanogénicas son las responsables de la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente, dando nombre al proceso general de biometanización,

3.1.1. Hidrólisis

La hidrólisis de la materia orgánica a compuestos de menor peso molecular solubles en H_2O es el paso inicial para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos, ya que los microorganismos únicamente pueden utilizar materia orgánica soluble que pueda atravesar su pared celular. La hidrólisis depende de la temperatura del proceso, del tiempo de retención hidráulico, de la composición del sustrato, del tamaño de

partículas, del pH, de la concentración de NH_4 y de la concentración de los productos de la hidrólisis (Martí, 2006).

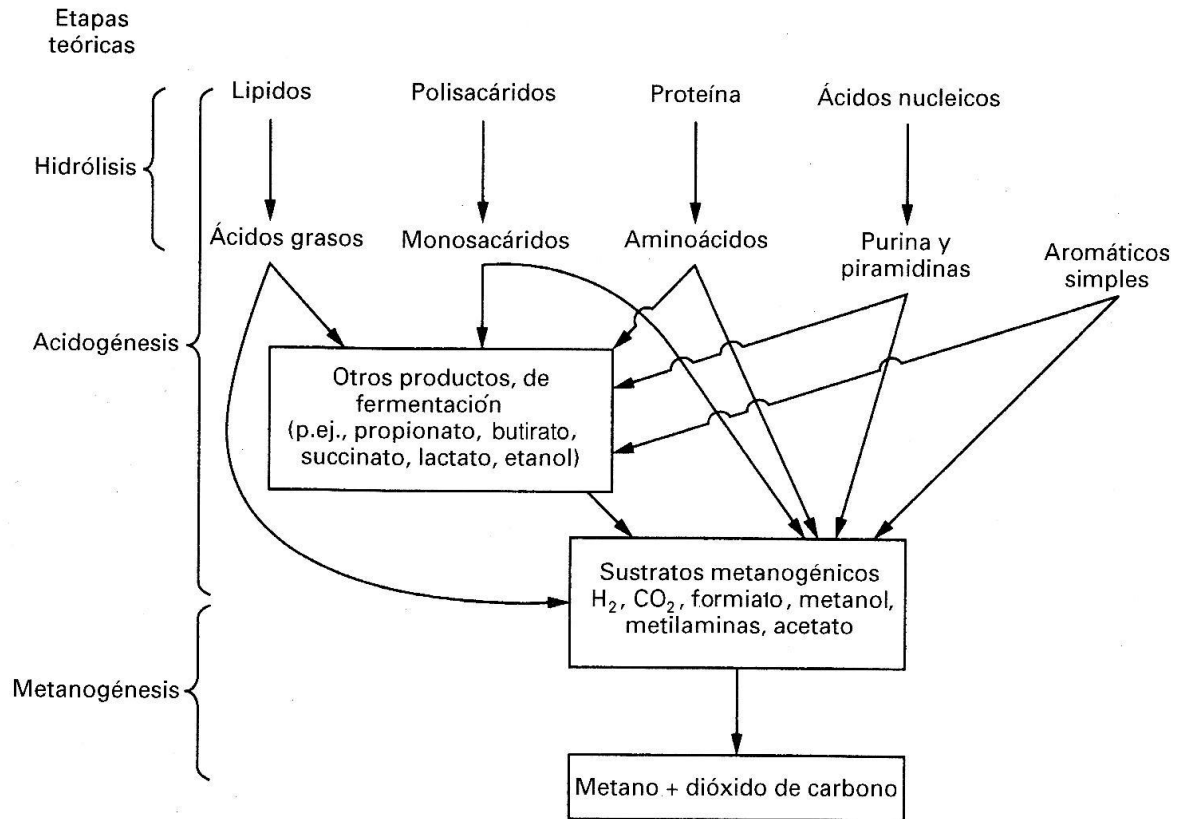


Figura 3.1 Rutas que llevan a la producción de metano y dióxido de carbono en la digestión anaerobia de la FORSU (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

3.1.2. Acidogénesis

Las moléculas orgánicas solubles son fermentadas por organismos acidogénicos formando compuestos (acético, fórmico, H_2) que pueden ser utilizados directamente por los organismos metanogénicos y otros compuestos orgánicos como etanol y los ácidos: propiónico, butírico, valérico, láctico etc.

3.1.3. Metanogénesis

Los organismos metanogénicos son las responsables de la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2 , CO_2 , formiato, metanol y algunas metilaminas.

3.2. Variables de operación en la degradación anaerobia de la FORSU

3.2.1. *Temperatura*

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, dependen de la temperatura. A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión dando lugar a mayores producciones de biogás.

3.2.2. *Nutrientes e inhibidores*

Además de P y N, la actividad microbiana requiere de la presencia de algunos compuestos en concentraciones traza tales como: sodio, potasio, calcio, magnesio, zinc, molibdeno y vanadio para su crecimiento.

Por otro lado, ciertas sustancias presentes en el sistema causan inhibición del proceso. Pueden distinguirse tres casos: sustancias tóxicas que se generan como productos intermedios (H_2 , AGV's, H_2S), sustancias tóxicas que, de forma accidental, penetran en el reactor (O_2 , tóxicos varios), sustancias que acompañan a la alimentación de forma regular (metales pesados, sulfatos).

El amoníaco es el producto químico más común la inhibición de la digestión anaerobia, sin embargo, concentraciones suficientemente altas de sodio, potasio, calcio o magnesio también puede inhibirla (Hobson y Wheatley, 1993).

3.2.3. *Tamaño de partícula*

Durante la hidrólisis de un residuo sólido, la cantidad de materia orgánica que se transfiere de la fase sólida a la líquida está íntimamente relacionada con el tamaño de partícula del residuo. Teniendo como consecuencia el aumento de la superficie disponible con lo cual, se mejora el proceso biológico produciendo mejoras en el rendimiento de la producción de biogás (Fernández, 2008).

3.2.4. *Grado de mezcla*

Con una mezcla suficiente es posible a) homogenizar el medio para conseguir valores uniformes de concentración y temperatura y b) facilitar los procesos de transferencia de materia.

4. PRETRATAMIENTOS DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

El pretratamiento tiene un gran potencial de mejora de eficiencia y reducción de costos a través de la investigación y el desarrollo. Un tratamiento efectivo es caracterizado por varios criterios: evita la necesidad de reducir el tamaño de las partículas de biomasa, limitan la formación de productos de degradación que inhiben el crecimiento de microorganismos fermentativos, reduce al mínimo la demanda de energía y los costos (Mosier *et al.*, 2005).

En este sentido, se han aplicados pretratamientos químicos, microbiológicos mecánicos y combinaciones de éstos, para para acelerar la hidrólisis, que se ha manifestado como la etapa limitante de la digestión anaerobia de la FORSU, a continuación se describen las características genéricas de cada grupo.

4.1. Pretratamientos físicos

Dentro de estos se encuentran los pretratamientos mecánicos, térmicos y con ultrasonido. *Pretratamientos mecánicos*

Se refiere a la reducción de tamaño de los sólidos presentes en el residuo, lo que incrementa la accesibilidad de los microorganismos a las partículas del residuo, de ahí que por esta vía se pueda esperar una mejora de la velocidad y del rendimiento de la hidrólisis.

4.1.2. Pretratamientos térmicos

Conduce a una mejora en la eficiencia del proceso de digestión al mejorar las condiciones para la difusión de los compuestos solubles en agua presentes en la FORSU. Hay autores que hacen referencia a los problemas que conlleva el uso de esta opción, asociado a los requerimientos excesivos de energía para el calentamiento y enfriamiento del residuo.

4.1.3. Pretratamiento con ultrasonido

El incremento repentino de la energía ultrasónica, por ejemplo a una frecuencia de 20KHz y 375W/h provoca la ruptura física de la estructura del residuo dando lugar al incremento de la DQO soluble.

4.2. Pretratamiento químico

Diversos tratamientos han sido usados para incrementar la digestibilidad; el tratamiento químico más usado es la adición de hidróxido de sodio; el tiempo y la concentración dependen de las características del residuo (Hobson y Wheatley, 1993).

Chou *et al.*, en su publicación de 2010 refiere la reacción del efluente de un molino de aceite de palma con hidróxido de sodio en distintas concentraciones durante 24h bajo condiciones anaerobias. Después del tiempo de reacción, se determinó el porcentaje de materia que fue transferida a la fase líquida, por medio de la determinación del % de solubilización de DQO, que es el cociente de la demanda química de oxígeno soluble (que pasa a través de poro 1.6 μm) entre la demanda química de oxígeno total. Los datos obtenidos reflejan que el porcentaje de solubilización está en función de la cantidad adicionada del álcali, dibujando una pendiente positiva hasta llegar a un punto máximo, para luego descender.

Por otra parte Lee *et al.* (2008), cuantificó el efecto del tratamiento químico en la hidrólisis anaerobia del agua residual porcina por medio de la cuantificación de los cambios de la concentración de carbono orgánico soluble y nitrógeno amoniacal. Utilizaron hidróxido de sodio y ácido clorhídrico por separado en reactores anaerobios de un litro de capacidad, a una temperatura de 20° C y agitados durante 24h tomadas como un “tiempo de incubación”. Sus resultados concluyen que tanto la hidrólisis ácida y en mayor medida la alcalina incrementa la concentración de carbono orgánico en la fase líquida, medida después del tiempo de incubación. En el tratamiento ácido en contraste con el tratamiento alcalino observaron incrementos de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ debido a la hidrólisis del nitrógeno orgánico del sustrato; mientras que en condiciones alcalinas se presentó un decremento en la concentración de nitrógeno amoniacal, esto lo explicaron argumentando que a valores de pH a partir de 9.5 se favorece la conversión de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a NH_3 .

4.3. Pretratamiento biológico

Se han llevado a cabo estudios en los que dependiendo del tipo de residuo, el ataque enzimático se realiza con distintos tipos de enzimas, hongos o combinaciones entre ellos. En estos pretratamientos es necesaria una etapa previa que garantice el ataque enzimático, de ahí que esta alternativa pudiera utilizarse después de uno de los pretratamientos anteriormente mencionados. Las variables de operación suelen ser el tipo de inóculo, el porcentaje de inoculación y el tiempo de contacto (Hobson y Wheatley, 1993).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología se divide en cuatro etapas: 1) obtención de la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México, 2) caracterización de la muestra, 3) pruebas de lixiviación y 4) pretratamiento químico. En conjunto estas etapas permiten la estimación de parámetros específicos de la FORSU de la Ciudad de México, y la identificación de la dinámica de solubilización de la materia orgánica en agua.

5.1. Generación de la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México

Para tener una muestra representativa de la FORSU que se produce en la Ciudad de México, se realizará una colecta de residuos sólidos en cada una de las trece estaciones de transferencia de acuerdo con la siguiente normatividad.

- a) NMX-AA-015-1985 Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - muestreo – método de cuarteo
- b) NMX-AA-019-1985 Protección al ambiente - contaminación del suelo – residuos sólidos municipales - peso volumétrico “in situ”
- c) NMX-AA-022-1985 Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - selección y cuantificación de subproductos
- d) NMX-AA-052-1985 Protección al ambiente - contaminación del suelo - Residuos sólidos municipales - preparación de muestras en el laboratorio para su análisis

Los residuos sólidos colectados en cada estación de transferencia serán separados y analizados para obtener la fracción orgánica correspondiente (B_i). Se relacionará con el promedio de tonelaje de ingreso de residuos sólidos a las estaciones de transferencia (A_i), el producto de A_i y $B_i = C_i$ indica el tonelaje mensual de FORSU que ingresa a cada una de las estaciones y C_T es la sumatoria de las C_i . Al dividir cada una de las C_i entre C_T , se genera D_i que es el aporte de cada una de las estaciones.

El valor más alto de D_i se igualará a 10 kg y por equivalencias se obtendrán los valores correspondientes a los demás E_i , estos pesos serán el valor de la FORSU de cada una de las estaciones de transferencia. Todas

las Ei serán mezcladas para generar la muestra representativa que es una mezcla a escala de la producción de FORSU en la Ciudad de México.

La mezcla representativa se debe conservar en refrigeración a -20°C dentro de bolsas herméticas individuales con pesos aproximados de 500g.

5.2. Caracterización de la FORSU

Una muestra de la FORSU será acondicionada en tamaño, por medio del paso por el extrusor y adición de agua en la licuadora, para generar una mezcla viscosa a la cual se realizarán los análisis indicados en la Figura 5.1; de forma paralela, se determinará la humedad de la muestra.

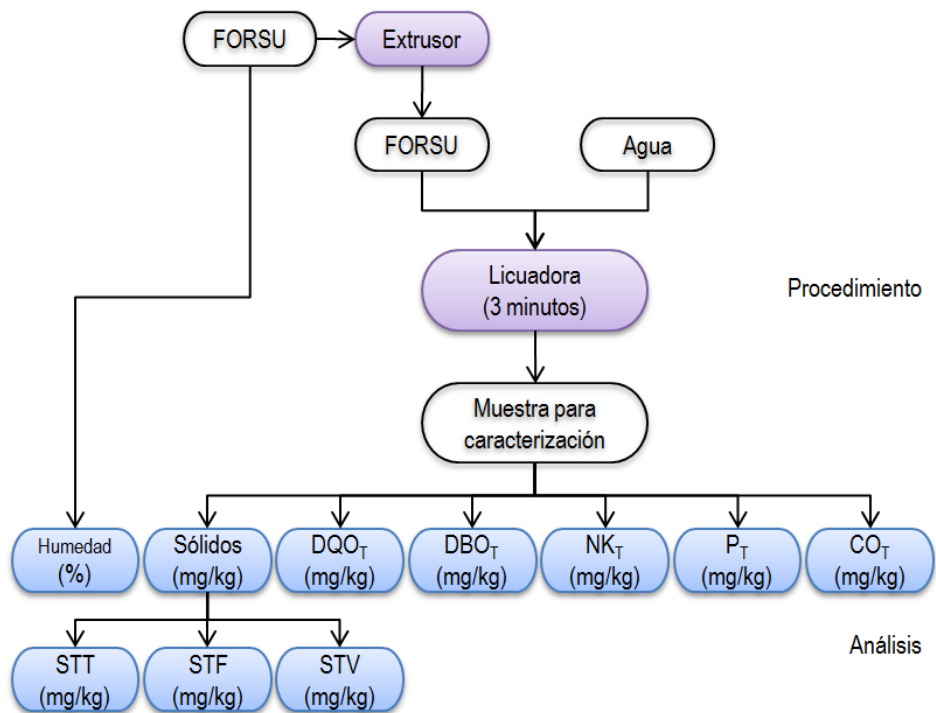


Figura 5.1 Procedimiento de caracterización de la FORSU

En la Tabla 5.1 se presentan los métodos analíticos utilizados para caracterizar la FORSU, los lixiviados y los productos sólidos y líquidos del pretratamiento químico, y según sea el caso se utilizará el método según lo requiera el parámetro a determinar.

a) *Humedad*. Indica la cantidad de agua que se encuentra en una muestra sólida; será medida como porcentaje de una muestra de FORSU a condiciones de laboratorio.

b) *Sólidos*. Serán medidos en sus nueve formas: 1) Sólidos Totales Totales (STT), 2) Sólidos Totales Fijos (STF), 3) Sólidos Totales Volátiles (STV), 4) Sólidos Suspendidos Totales (SST), 5) Sólidos Suspendidos Fijos (SSF), 6) Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), 7) Sólidos Disueltos Totales (SDT), 8) Sólidos Disueltos Fijos (SDF) y 9) Sólidos Disueltos Volátiles (SDV).

Los nombres de los sólidos para su identificación están compuestas por tres palabras, la primera es Sólido, que hace referencia a la determinación; las palabras escritas en segundo lugar: Total, Suspendido y Disuelto se refieren al proceso de filtrado que ha sufrido la muestra, así total es la determinación de la muestra sin filtrar, mientras que disuelto hace referencia a que la determinación se hará al líquido resultante de filtrar la muestra por un poro de 1.6 μm , y suspendido es la diferencia entre el sólido total y disuelto.

Por su parte, las terceras palabras: Total Fijo y Volátil hacen referencia a la temperatura a la cual se ha hecho la determinación, siendo un Total aquel que fue secado a una temperatura de 103°C, y los Fijos y Volátiles son aquellos que se mantienen "fijos" y se "volatilizan" respectivamente después de incinerar a 550°C, esta clasificación de sólidos se ha utilizado para identificar a los sólidos orgánicos y a los sólidos inorgánicos.

c) *Demanda Química de Oxígeno (DQO)* Es un parámetro que cuantifica la cantidad de oxígeno requerido por las oxidación con $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, en medio ácido a 150°C.

d) *Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)* Se define como la cantidad de oxígeno requerido por las bacterias para la estabilización de la materia orgánica degradable en condiciones aeróbicas. El término "degradable" podrá interpretarse en el sentido de que la materia orgánica puede servir como alimento para las bacterias (Sawyer y McCarty 1978).

La DQO indica la totalidad de la materia orgánica que puede ser oxidada y la DBO únicamente la materia orgánica que puede ser oxidada por microorganismos bajo condiciones aeróbicas. Al aumentar el contenido de material biodegradable, la relación DBO/DQO tenderá a aumentar, siendo esta siempre inferior a la unidad.

e) *Carbono Orgánico Total (COT)* Es la cantidad de carbono unido a un compuesto orgánico. Se determina por la cantidad de dióxido de carbono que se genera al oxidar la materia orgánica bajo condiciones específicas.

f) *Nitrógeno Kjeldahl*. Es la cantidad total de nitrógeno en la muestra analizada, incluyendo el nitrógeno de compuestos orgánicos y el nitrógeno amoniacal.

g) *Nitrógeno amoniacal*. Es el nitrógeno combinado en forma de amoníaco (NH_3) o amonio (NH_4^+), que se producen de forma natural por fermentaciones microbianas de productos nitrogenados.

h) *Fósforo*. Es la cantidad total de fósforo presente en uniones orgánicas e inorgánicas.

i) *Fósforo como ortofosfatos*. Se refiere a la cantidad de fósforo como ión fosfato. Esta especie adquiere importancia en la digestión anaerobia por su tamaño, ya que puede atravesar la pared celular y por lo tanto, ser un nutriente fácilmente asimilable.

Estos parámetros pueden ser indicados como total (X_T), suspendido (X_S) o disuelto (X_D) bajo las mismas consideraciones de identificación para los sólidos. En el caso particular del nitrógeno y el fósforo, se denominarán también como “orgánico (X_{org})”, que implica que del total de nitrógeno o fósforo indicado en la determinación de “totales”, se le ha restado la cantidad de nitrógeno o fósforo “inorgánico” en forma de nitrógeno amoniacal u ortofosfatos respectivamente.

j) *pH*. Es una medida de la acidez o alcalinidad de una solución. El pH indica la concentración de iones hidronio $[H_3O^+]$ presentes en determinadas sustancias.

Tabla 5.1 Métodos estándar para determinación de parámetros de la FORSU y lixiviados (APHA-AWWA-WPCF, 1992)

Determinación	Método estándar	Base de la determinación
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 (DQO)	APHA 5220-D	Fotometría. Digestión por reflujo cerrado a 150° con reactivos preparados a 600 nm
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	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_2SO_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 ortofosfato	APHA 4500-P C	Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck spectroquant de 0.5 a 30 mg/l
pH	APHA 4500 H-B	Medición directa con potenciómetro.

5.3. Pruebas de lixiviación

El paso siguiente de la metodología será la generación de lixiviado, entendiendo éste como el líquido que resulta después de poner en contacto la FORSU como soluto y el agua como disolvente. La finalidad de la prueba es delinear el comportamiento de las concentraciones de sólidos, DQO, DBO, Nitrógeno, Fósforo, nitrógeno amoniacal y fosforo como ortofosfatos con relación al tiempo.

Considerando que en la lixiviación la velocidad de transferencia es baja, debido a que las paredes celulares que se encuentran en los componentes de la FORSU constituyen una resistencia adicional a la difusión

(Geankoplis, 1999), el equilibrio puede tardar en establecerse cuando los trozos son grandes (Wankat, 2008), por ello para el diseño experimental se determinarán tres tamaños de partícula, denominados: testigo, extrusor y licuadora, esperando que los tamaños de partícula sigan esta secuencia en orden decreciente. Por lo anterior los lixiviados que se generaran de la FORSU tendrán seis orígenes distintos según el tamaño de partícula y tipo de extracción.

En la alimentación, nombrada “testigo”, la FORSU será cortada hasta un tamaño promedio de 2 cm²; en la denominada “extrusor”, la FORSU será triturada con un equipo de extrusión en seco. Los dos tamaños de FORSU serán mezclados por separado con agua en proporción 1:2 en el tanque de reposo. En cambio, en el sistema “licuadora” la FORSU será extruida en seco, y posteriormente licuada con agua en proporción 1:2 (Figura 5.2).

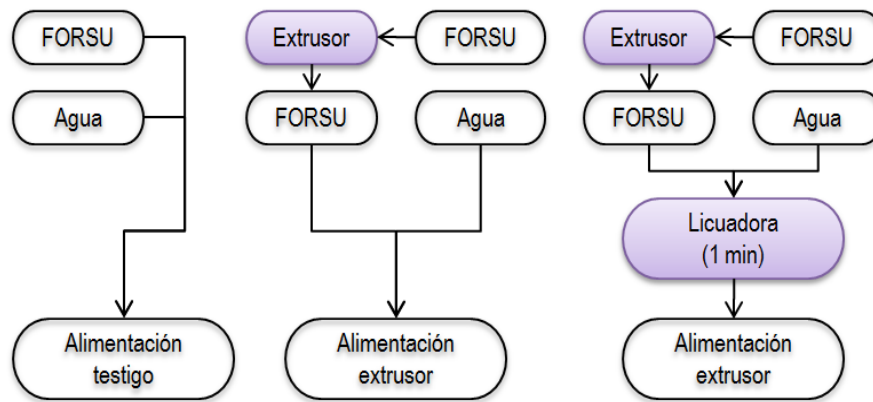


Figura 5.2 Tipos de alimentación al sistema de lixiviación

Siguiendo la ley de Fick se utilizarán dos sistemas para encontrar el equilibrio de concentraciones mediante la variación de la saturación: natural y forzada. En la lixiviación “natural” (Figura 5.3), se monta el sistema y se deja en contacto el líquido con la FORSU durante 10h, en cambio, en la lixiviación “forzada” (Figura 5.4) cada 2 h se sustituye la fase líquida obtenida de la extracción por agua fresca.

En el procedimiento para la lixiviación natural, los ciclos comienzan al poner en el tanque de reposo la alimentación en proporción 1:2 FORSU y el agua, y después de dos horas, el contenido del tanque se separa por cribado; el lixiviado se homogeniza por mezclado y se toma una muestra para análisis; del bagazo también se toma una muestra para que al momento de regresar el lixiviado y el bagazo al tanque de reposo se conserve la relación 1:2 indicada al principio. El lixiviado es filtrado por mallas 1.6µm y 0.45µm según las pruebas indicadas. La lixiviación forzada difiere de la natural cuando el agua se extrae totalmente cada 2 h y ese volumen es repuesto con agua nueva. La relación 1:2 es conservada, y sin retirar bagazo del sistema.

Los sistemas de lixiviación serán identificados con tres letras, la primera letra indicará el tamaño de partícula en la alimentación, siendo “T”, “E” y “L” los tamaños Testigo, extrusor y licuadora respectivamente, la segunda letra “L” indicará Lixiviación; y la tercera letra indicará el tipo de saturación siendo “N” y “F” las opciones para Natural y Forzada.

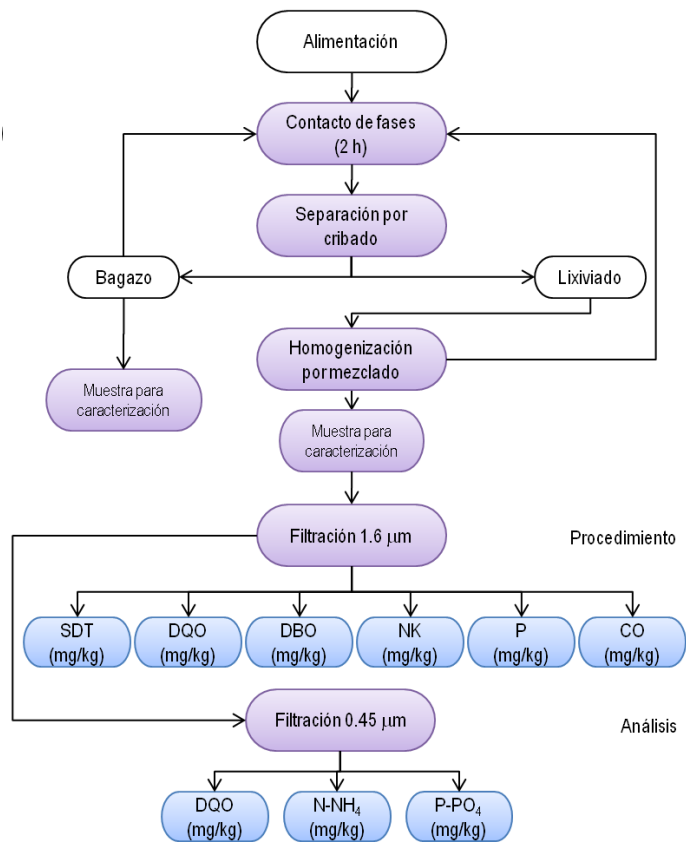


Figura 5.3 Lixiviación natural

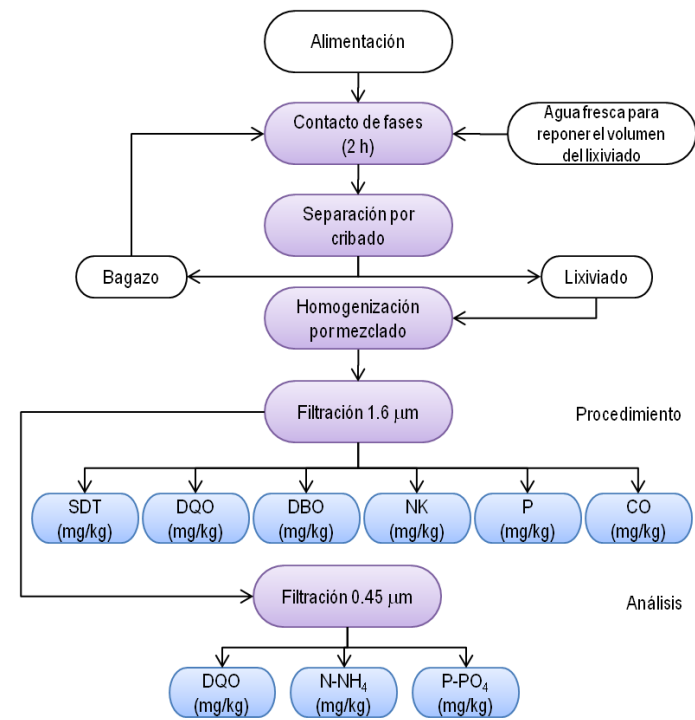


Figura 5.4 Lixiviación forzada

5.4. Pretratamiento químico

Se seleccionaron NaOH y H₂SO₄, para pretratar químicamente la muestra, teniendo como antecedentes los trabajos de Angelidaki y Ahring (2000), Lee *et al.* (2008); López *et al.* (2005); quienes utilizaron hidróxido de sodio para mejorar el rendimiento de solubilización de materia orgánica, cuyas variables de respuesta fueron las concentraciones de DQO disuelta, y la producción de biogás. Por su parte Mosier, *et al.* (2005) utilizó ácido sulfúrico para hidrolizar celulosa a azúcares fermentables.

Se trabajará con tres sistemas a) ácido, b) básico y c) testigo (con pH original). Cada sistema está constituido por FORSU previamente extruida y agua en una proporción 1:3 (p/p).

5.4.1. Variación del pH con la adición de NaOH y H₂SO₄

Se monitoreará la variación del pH con respecto a la adición del ácido o la sosa, midiendo el pH en función del tiempo y la concentración del ácido o la base, teniendo como referencia las variaciones del sistema testigo.

Por separado, en tres recipientes de las mismas características se colocará FORSU la mezcla será homogenizada con agitación magnética y se medirá el pH, al que se le denominará pH₀. Posteriormente, se adicionará 0.01 equivalentes de NaOH o H₂SO₄ y se medirá nuevamente el pH, nombrando a éste último pH_i.

Cada 15 minutos se medirá nuevamente el pH identificándolo como pH_{i+1}; si el valor de pH registrado después del tiempo indicado fuera menor a 0.01, se adicionará nuevamente ácido o la sosa, en caso contrario se continuará la medición hasta que la variación sea mayor a 0.01. El seguimiento de pH se efectuará durante 10 h, tal como indica la Figura 5.5.

5.4.2. Hidrólisis en medio básico y ácido con la adición de NaOH y H₂SO₄

Se trabajará con tres sistemas 1) ácido, 2) básico y 3) testigo. A los sistemas ácido y básico se aplicará 0.1 equivalentes químicos de NaOH o H₂SO₄ (en solución 0.33 N) por cada kilogramo de FORSU. La mezcla de reacción tiene una proporción de FORSU:solución de 1:3, la cual se dejará reaccionar durante 10 h en un recipiente abierto, a temperatura ambiente y con agitación magnética. Al sistema testigo se adicionará solamente agua, dicho proceso se ilustra en la Figura 5.6.

Pasadas las 10 h el sistema se separará por cribado y se filtrará por un poro de 1.6 μm, ambas fases se caracterizarán por separado. Los resultados se enfocan a la cuantificación de los rendimientos de solubilización de DQO, DBO, nitrógeno, fósforo, nitrógeno amoniacal y fosforo como ortofosfatos, así como la medición de biodegradabilidad, medida como el cociente de DBO entre DQO.

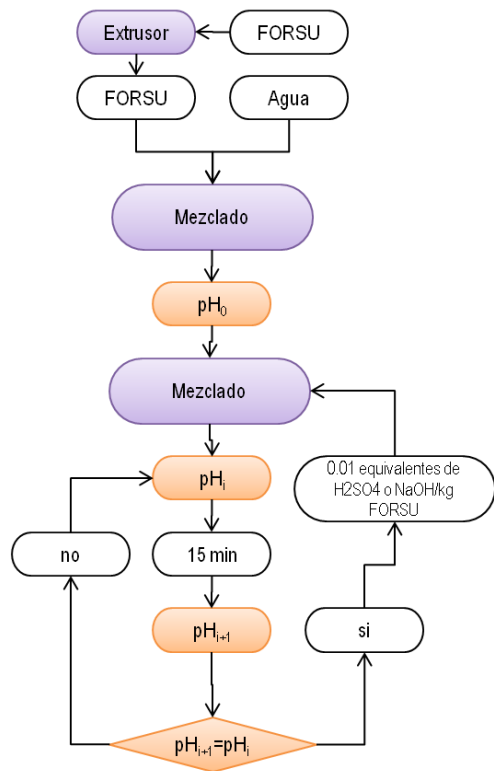


Figura 5.5 Variación de pH con adición de NaOH y H₂SO₄

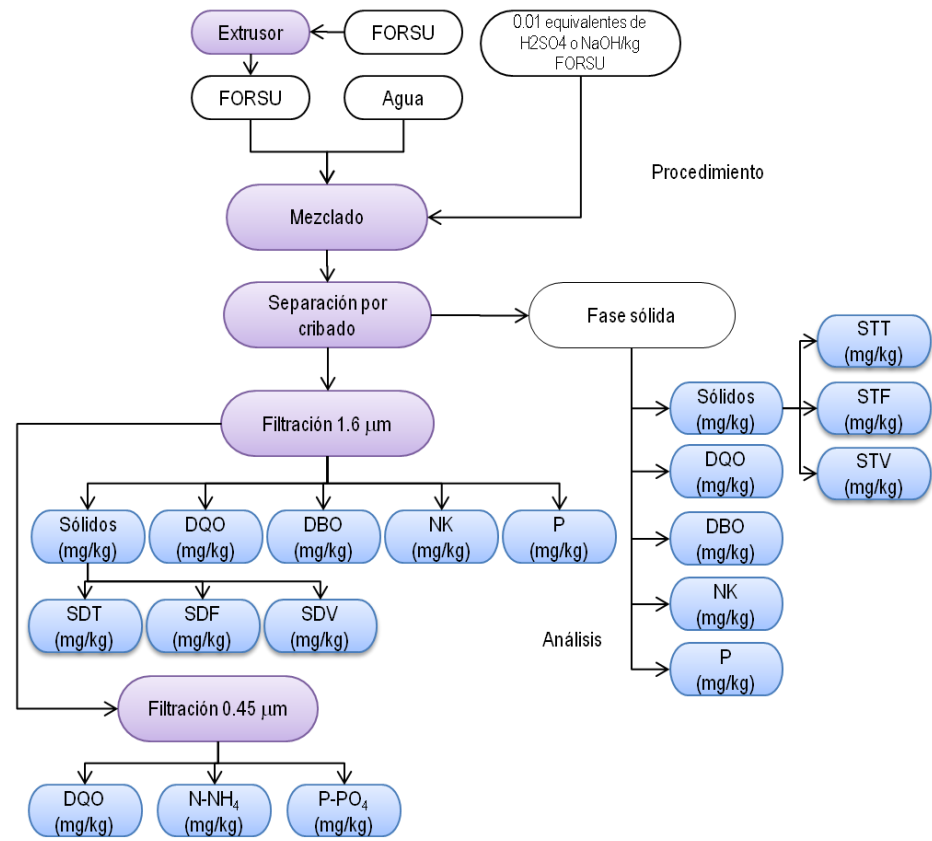


Figura 5.6 Hidrólisis en medio básico y ácido con la adición de NaOH y H₂SO₄

5.4.3. *Degradación química de la FORSU en medio básico con la adición de NaOH y medio ácido con la adición de H₂SO₄ a distintas concentraciones*

Se propuso hacer un nuevo estudio en el cual se variará la concentración del ácido o la base en el intervalo de 0 a 0.1 con las siguientes concentraciones: 0.00, 0.02, 0.04, 0.06, 0.08 y 0.1 equivalentes por kilogramo de FORSU en sistemas separados, con el objetivo de identificar la dependencia de la solubilización en agua de los compuestos existentes en la muestra de estudio mediante la determinación de DQO, N-NH₄, y sólidos volátiles y fijos a la fase disuelta

6. RESULTADOS

Al igual que la metodología, los resultados han sido divididos de acuerdo con la etapa en la que se han obtenido, tomando en consideración 1) obtención de la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México, 2) Caracterización de la muestra, 3) pruebas de lixiviación y 4) pretratamiento químico.

6.1. Generación de la muestra representativa de la FORSU de la Ciudad de México

El conocimiento de la composición de los residuos tiene gran importancia cuando se elige una alternativa de valorización de los mismos. Dicha composición es variable; influyen en ello una serie de factores diversos, como son: característica de la población (según tenga principalmente áreas residenciales, sea turísticas o industriales); época de producción del residuo (el clima y las estaciones influyen en la composición de los residuos); nivel social y hábitos de consumo de la población (Espinosa *et.al.*, 2008).

Para conocer la composición física de los residuos, se realizó un muestreo en cada una de las trece estaciones de transferencia del Distrito Federal, durante los meses de noviembre y diciembre de 2009, aplicando la normatividad citada en 5.1. De los resultados obtenidos se calcula el porcentaje de FORSU que ingresa a cada estación de transferencia y relacionando éste con el tonelaje de RSU por mes de ingreso, se obtuvo el tonelaje y el porcentaje de ingreso de FORSU a las estaciones, valores que fueron utilizados para generar la muestra representativa de la FORSU de la ciudad de México, que se mantuvo en refrigeración a -20°C.

La Tabla 6.1 muestra la distribución de fracciones orgánicas que presenta cada estación de transferencia en el Distrito Federal, y la forma de calcular las fracciones que permitieron formar una muestra representativa de la Ciudad de México.

Cabe destacar que el ingreso de FORSU a las estaciones en promedio se encuentra entre 40 y 50%, salvo Milpa Alta con el 35% debido a que existe en ésta delegación un programa que fomenta generación de composta y evitan que el residuo orgánico llegue a la estación de transferencia; y por otra parte, las estaciones de la delegación Iztapalapa presentan altos porcentajes 63 y 64%, que corresponde a la generación adicional en la Central de Abasto.

Tabla 6.1 Cálculo de las cantidades a mezclar para hacer la muestra representativa de la ciudad de México (Campuzano et. al., 2010)

Estación de transferencia	(Ai) Ton/mes de RSU	(Bi) Fracción orgánica	(Ci) Ton/mes de FORSU(Ai*Bi)	(Di) Aporte de FORSU (Ci/C _T)	(Ei) kg de muestra por estación de transferencia
Xochimilco	13602	0.42	5713	0.035	2.65
Venustiano Carranza	21189	0.47	15603	0.096	7.24
Tlalpan	14976	0.40	5990	0.037	2.78
Milpa Alta	2241	0.35	784	0.005	0.36
Miguel Hidalgo	19947	0.50	9974	0.061	4.63
Gustavo A. Madero	24866	0.46	11438	0.070	5.31
Cuauhtémoc	25732	0.47	12094	0.074	5.61
Coyoacán	44812	0.48	21510	0.132	9.98
Azcapotzalco	38796	0.45	17458	0.107	8.10
Álvaro Obregón	33198	0.42	13943	0.085	6.47
Iztapalapa 1	35908	0.63	22622	0.139	10.50
Iztapalapa 2	35767	0.64	22891	0.140	10.62
Benito Juárez	7638	0.42	3206	0.020	1.49
Total	-	-	C _T = 163227	D _T =1.0	E _T = 75.73

(Ai) Datos obtenidos del inventario de residuos sólidos del Distrito Federal 2008 (Velasco, 2008)

(Bi) Fracción orgánica de RSU con respecto al total de RSU

6.2. Caracterización de la FORSU

La muestra representativa de la FORSU de la ciudad de México (que tiene un peso de 75.73 kg), fue analizada mediante la aplicación de los métodos estándar mencionados en la metodología (Tabla 5.1), los cuales arrojan las concentraciones indicadas en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2 Resultados de la caracterización de la FORSU (en base húmeda)

Humedad (%)	STT (mg/kg)	STF (mg/kg)	STV (mg/kg)	COT (mg/kg)	DQO (mgO ₂ /kg)	DBO (mgO ₂ /kg)	N (mg/kg)	P (mg/kg)
71.3	287364	76668	210696	66472	204680	78650	2795	2109

La FORSU presenta un valor de humedad del 71.3%, es decir, por cada kilogramo de FORSU 713 g serán agua y el resto es material seco.

El material seco, representado por los sólidos totales está constituido por sólidos fijos y volátiles, tomando en cuenta que la suma de estos últimos representa a los sólidos totales tal como se describió en la sección 5.2; puede afirmarse que el contenido orgánico e inorgánico representan una fracción de 0.73 y 0.27 respectivamente.

Relacionando las concentraciones de COT y STV, se evidencia que el 87% del contenido orgánico está compuesto por compuestos carbonosos, sin embargo, la relación DBO/DQO de 0.38 indica la presencia de cantidades de material orgánico biológicamente resistente que no fue oxidado por los organismos involucrados en la determinación de DBO.

La determinación de nitrógeno y fósforo muestra la cantidad de nutrientes que los microorganismos anaerobios pueden obtener para su alimentación en las etapas posteriores a la hidrólisis, existe una relación DQO:N:P de 97:1.3:1, y la relación C:N es 23.8:1, que es un valor aceptable de nitrógeno, de acuerdo a Soria, et. al. (2001) la relación óptima de C:N es de 30:1 para la digestión anaerobia. Cuando la relación es reducida 10:1 hay pérdidas de nitrógeno asimilable, lo cual reduce la calidad del material digerido. Si la relación es muy amplia 40:1 se inhibe el crecimiento de los microorganismos debido a falta de nitrógeno.

6.3. Pruebas de lixiviación

En los párrafos siguientes se presentan los valores que fueron obtenidos siguiendo el procedimiento descrito en la sección 5.3. En primera instancia, se presentan las curvas experimentales obtenidas de los seis sistemas de lixiviación, las cuales fueron ajustadas a un modelo matemático, y posteriormente sometidas a una prueba estadística de análisis de varianza.

Los parámetros medidos en las pruebas analíticas de la Tabla 5.1, fueron agrupados en tres grupos: 1) sólidos disueltos, 2) parámetros relacionados con el carbono y 3) nutrientes, conminando en el segundo grupo al carbono orgánico total, la demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno, y en el tercer grupo al nitrógeno total y amoniacal, así como al fósforo total y ortofosfatos.

6.3.1. Curvas experimentales

Los seis sistemas de lixiviación fueron muestreados durante 10 h con el objetivo de identificar la curva de saturación del sistema, así como evaluar si hay mayor difusión cuando se modifica el tiempo de contacto, el tamaño de partícula y el gradiente de concentración.

Las concentraciones de los sistemas de lixiviación forzada son presentadas como la concentración acumulada en cada intervalo de tiempo.

— *Sólidos Disueltos Totales*

La Figura 6.1 refleja el comportamiento de los sólidos disueltos en cada uno de los sistemas de lixiviación. En esta figura puede observarse que los tratamientos de la FORSU tienen efecto en las curvas de saturación; es evidente que hay una mayor transferencia de sólidos cuando se aumenta el gradiente de concentración y cuando el tamaño de partícula es menor.

Así, las líneas vistas de arriba hacia abajo, muestran a los sistemas de lixiviación forzada: licuadora (LLF), extrusor (ELF) y testigo (TLF), seguidas de los sistemas de lixiviación natural en el mismo orden; indicando que la difusión en este caso está mayormente afectada por el gradiente de concentración que por el tamaño de partícula y la solubilidad.

El efecto del tamaño de partícula es notorio al comparar los sistemas natural y forzado por separado, con la similitud en el orden de difusión por tamaño, es decir mientras menor sea el tamaño de partícula, mayor difusión de sólidos se alcanzará.

Por otra parte, viendo la figura 6.1 de izquierda a derecha, puede percibirse el efecto del tiempo en la cantidad de sólidos disueltos en el sistema, ocasionando un aumento de concentración, sin embargo, este aumento disminuye gradualmente.

En el caso de los sistemas de lixiviación natural, el comportamiento es explicado por equilibrio de concentraciones: cuando la concentración de sólidos en el soluto (FORSU) y en el disolvente (agua) son similares, el proceso difusivo termina. En la gráfica puede observarse que durante las primeras dos horas de contacto la cantidad de sólidos disueltos que se transfieren a la fase líquida representa aproximadamente la mitad de los sólidos disueltos que se transfieren en las siguientes ocho horas. Es decir, si se desea transferir a la fase líquida una mayor cantidad de sólidos disueltos, será necesario provocar un mayor gradiente de concentración.

Por otra parte, en los sistemas forzados, a pesar de que la ganancia disminuye con el tiempo de contacto, existe una mayor concentración en comparación con el sistema de lixiviación natural; el equilibrio se alcanza primero en el sistema natural que en el forzado y que en el sistema forzado se obtienen mayores concentraciones de sólidos disueltos.

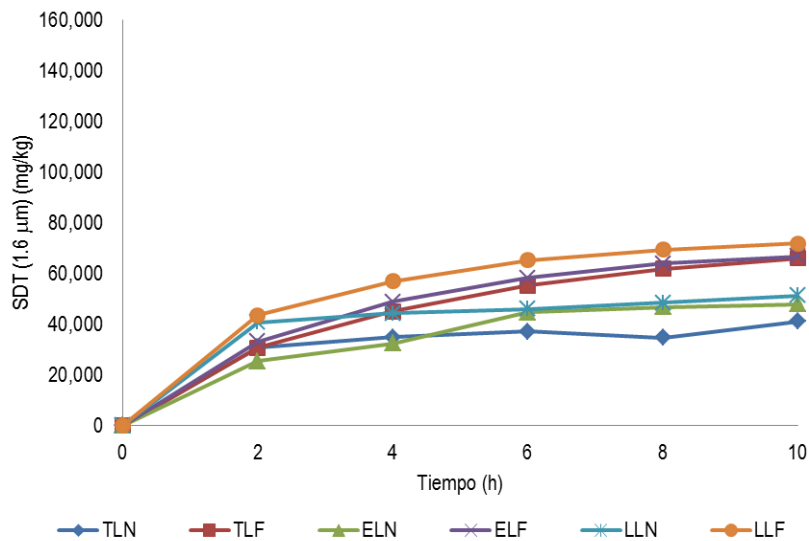


Figura 6.1 SDT Curvas experimentales

— *Parámetros relacionados con el carbono*

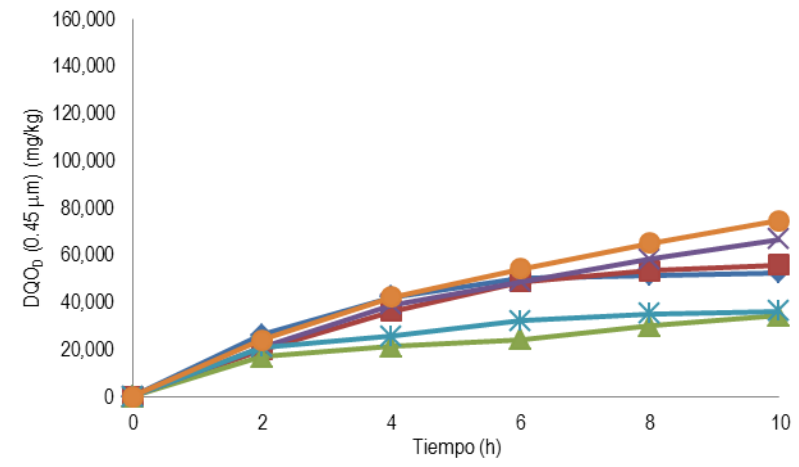
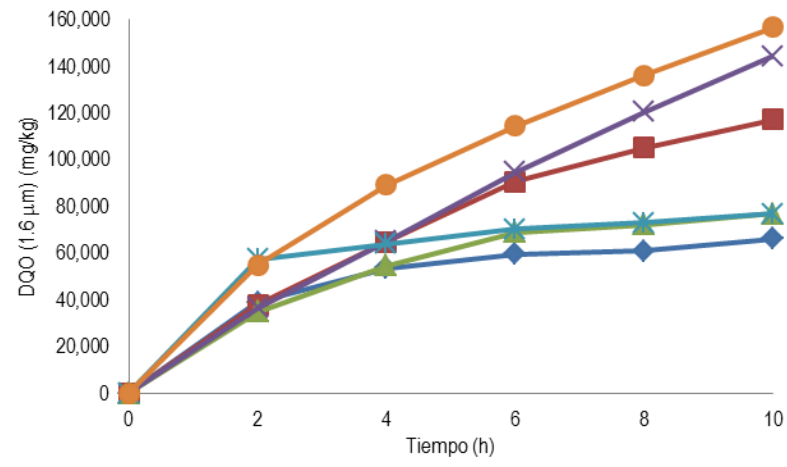
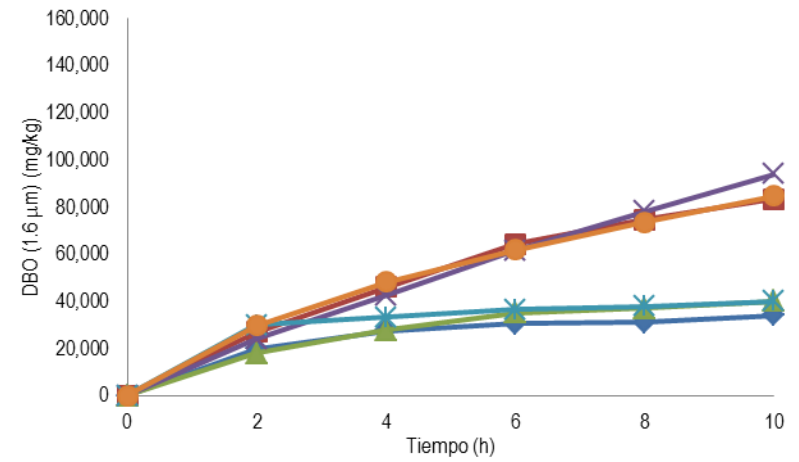
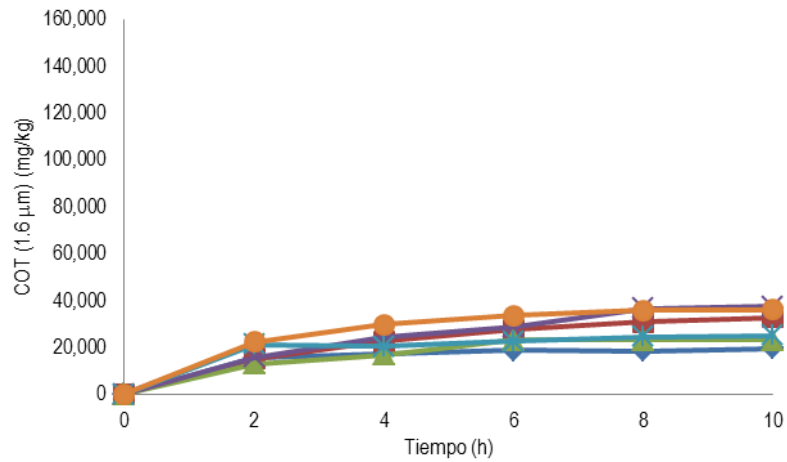
Como ya se ha mencionado, los sólidos disueltos, establecen la cantidad de soluto que se transfiere al disolvente. Sin embargo, la evaluación de la capacidad de los lixiviados para la generación de biogás en la digestión anaerobia está en función de la cuantificación de los parámetros relacionados con el carbono, los cuales determinan la cantidad de metano y bióxido de carbono que será producido, según la disponibilidad del carbono para ser transformado.

En la Figura 6.2 se muestran los comportamientos de las concentraciones obtenidas en los seis sistemas de lixiviación de COT, DBO y DQO después de ser filtradas por un filtro de 1.6 μm y de DQO después de ser filtrada a través de un filtro de 0.45 μm . Al igual que en los sólidos disueltos, se aprecia el efecto del gradiente de concentración en las curvas: los sistemas forzados se encuentran en la parte superior de la gráfica y los sistemas naturales en la parte inferior.

Nótese que las diferencias presentadas entre los sistemas natural y forzado tienen distintos efectos según el parámetro. La DBO indica una mayor transferencia a la fase acuosa en los casos de la lixiviación forzada, seguida de las DQO (0.45 μm), DQO (1.6 μm), y COT. Lo anterior puede explicarse por la naturaleza de las determinaciones: así, en la DBO donde las diferencias de concentración son mayormente evidenciadas, puede hacerse referencia a que una de las características de los materiales biodegradables es su rápida asimilación, entonces, en la lixiviación natural existió una rápida saturación del sistema, mientras que en la lixiviación forzada, el equilibrio tardó más en establecerse.

En contraste, los valores de DQO presentan grupos menos definidos en cuanto al tipo de lixiviación, principalmente en las determinaciones de los lixiviados filtrados por 0.45 μm , éstas indican la presencia de materiales resistentes, y al disminuir el tamaño del poro los materiales que pudieran solubilizarse al aumentar el gradiente de concentración, no necesariamente fueron hidrolizados en el tiempo que se dispuso para el contacto. Esto se evidencia al comparar los dos tamaños de poro 1.6 y 0.45 μm . Se observa que los lixiviados que fueron filtrados por 1.6 μm , producidos durante la lixiviación forzada, la DQO presenta un incremento considerable a partir de las 4 h de contacto siguiendo una tendencia semejante al comportamiento de la DBO.

De forma análoga las concentraciones del COT en los lixiviados filtrados por 1.6 μm , presentan diferencias entre grupos casi imperceptibles porque la solubilidad de los compuestos orgánicos en agua es baja por su poca polaridad.



◆ TLN ■ TLF ▲ ELN ✕ ELF * LLN ● LLF

Figura 6.2 Parámetros relacionados con el carbono. Curvas de lixiviación

Para el crecimiento de los microorganismos es necesario que estos sean alimentados con carbono, nitrógeno y fósforo, además de una serie de elementos minerales como S, K, Na, Ca, Mg, y Fe que deben de estar presentes a nivel de trazas (Martí, 2002). Por esta razón se consideraron las concentraciones de nitrógeno y fósforo, éstos pueden un factor limitante en el crecimiento de los microorganismos cuando son escasos, o propiciar la muerte de los mismos cuando se encuentran en exceso o son muy escasos.

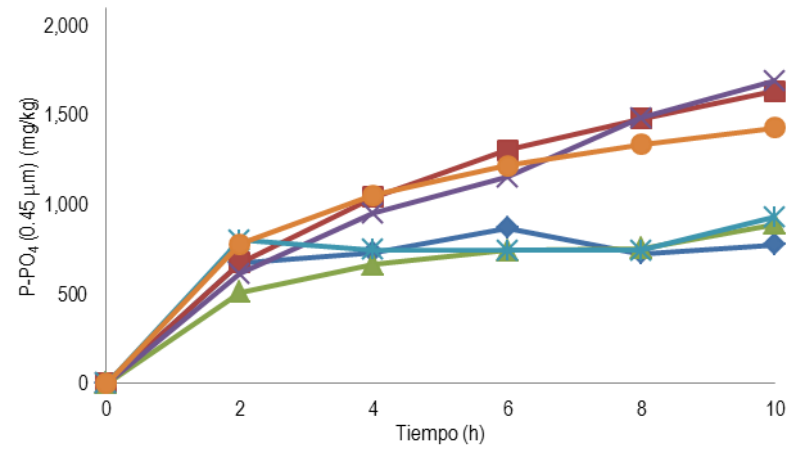
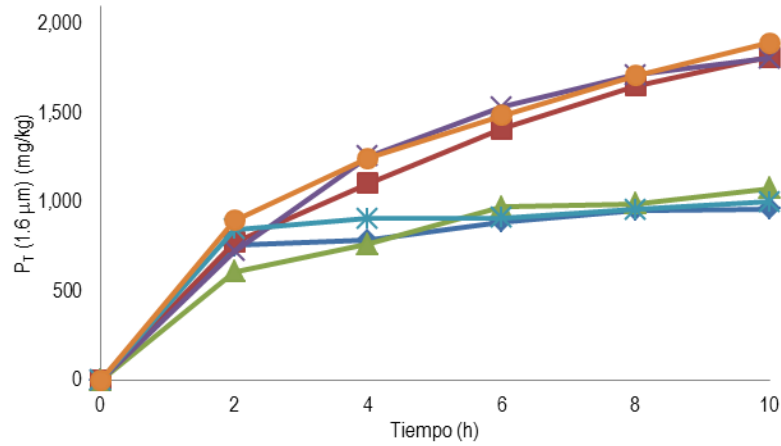
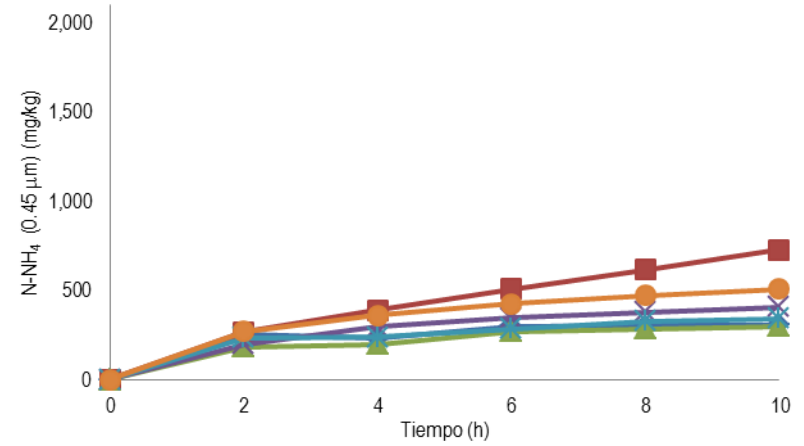
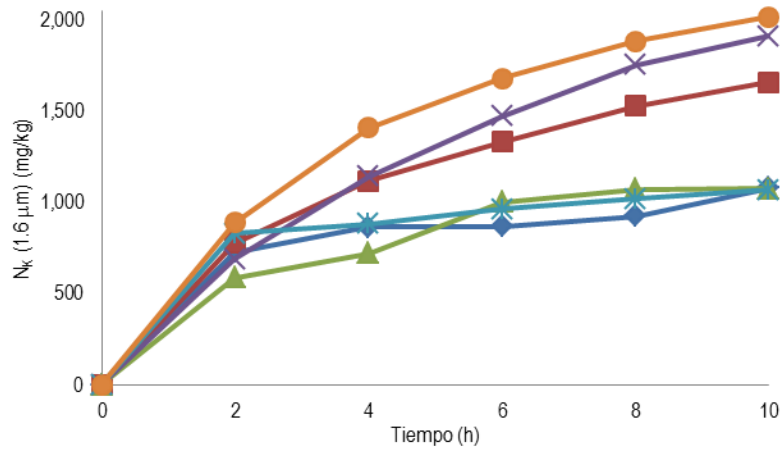
Fueron analizadas las concentraciones de nitrógeno y fósforo, pasados por filtros de $1.6 \mu\text{m}$ y, para hacer una relación de biodisponibilidad, se analizaron también nitrógeno amoniacal y fósforo como ortofosfatos, las muestras para ambas determinaciones fueron filtradas por un poro de $0.45 \mu\text{m}$.

En la Figura 6.3 se muestran los comportamientos experimentales de los nutrientes. Debe observarse que tanto el nitrógeno como el fósforo, determinados en sus formas totales, es decir, filtrados por $1.6 \mu\text{m}$, y el fósforo medido como ortofosfatos ($0.45 \mu\text{m}$), presentan una diferencia importante en cuanto a las concentraciones obtenidas en la lixiviación natural con respecto a la lixiviación forzada.

Así, en la lixiviación natural se encuentra una rápida saturación de nutrientes en la fase acuosa en cada uno de los sistemas, indicando incrementos casi imperceptibles a partir de las 4 h contrastando con los sistemas de lixiviación forzados cuyo aumento de concentración continua a través de la prueba. Esto refuerza la idea expresada anteriormente con respecto a la rápida saturación del sistema en la lixiviación natural, obstáculo que es librado en la lixiviación forzada al renovar el disolvente, con lo cual se logra extraer mayores cantidades de los nutrientes determinados. En el caso del nitrógeno amoniacal, la renovación del disolvente no genera cambios importantes con respecto a las concentraciones, ya que estas en el soluto son bajas, y a pese a que se renueve el disolvente para obtener un nuevo equilibrio de concentraciones, la cantidad que se extraiga del soluto es pequeña.

Adicionalmente, al observar la influencia del tamaño de partícula, se observa que las concentraciones, están cercanas entre sí, de tal forma que las lixivitaciones naturales se superponen unas con otras, y en el caso de las lixivitaciones forzadas; el nitrógeno Kjeldahl ($1.6 \mu\text{m}$) indica que la relación de tamaño y concentración es directa, ya que las concentraciones en orden decreciente puntualizan a los sistema licuadora, extrusor y testigo. Además, al comparar las concentraciones de nitrógeno amoniacal y nitrógeno Kjeldahl ($1.6 \mu\text{m}$), es evidente que la forma orgánica del nitrógeno es la que genera mayores aportaciones en concentración transferida a la fase acuosa.

Por su parte, en la determinación de fósforo ($1.6 \mu\text{m}$) se ilustran dos grupos de concentraciones: a) las producidas por la lixiviación natural y b) las producidas por la lixiviación forzada; y en cada uno de estos grupos se sobreponen las curvas de las concentraciones que se obtienen de los tamaños de partícula testigo, extrusor y licuadora, indicando que en la solubilización de fósforo el factor relevante es el gradiente de concentración. De forma análoga se comportan las concentraciones de ortofosfatos ($0.45 \mu\text{m}$), en las cuales la cercanía de las curvas insinúa que la solubilización de los ortofosfatos no está influida por el tamaño de partícula, pero la solubilidad es un factor determinante, y al ser cercanas las concentraciones de fósforo ($1.6 \mu\text{m}$) y ortofosfatos, se insinúa que la mayor cantidad de fósforo que se transfiere a la fase acuosa, es fósforo inorgánico.



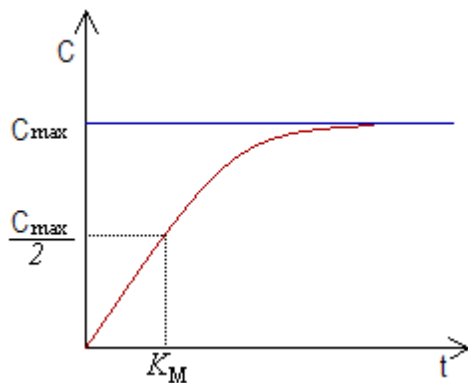
◆ TLN
 ■ TLF
 ▲ ELN
 × ELF
 ✱ LLN
 ● LLF

Figura 6.3 Nutrientes. Curvas de lixiviación

6.3.2. Ajuste a un modelo matemático

Dado que el comportamiento de los parámetros evaluados en las pruebas de lixiviación presentaron una tendencia similar, se procedió a proponer un modelo matemático que describa los datos experimentales.

Las figuras 6.1, 6.2 y 6.3 muestran que las concentraciones en el lixiviado son influidas por el tiempo de contacto entre la fase líquida y la sólida, y que después de un determinado aumento de concentración con respecto al tiempo las concentraciones tienden a una asíntota. En la Figura 6.4 se ilustra la representación de este comportamiento.



Donde:

C = Concentración

C_{max} = Concentración máxima

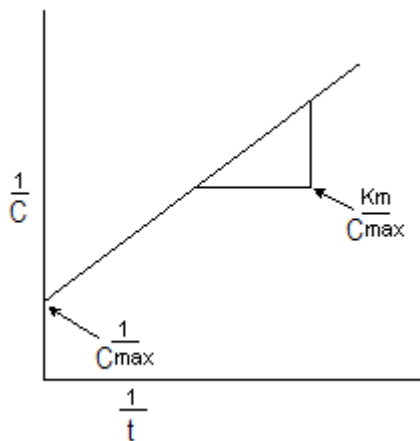
K_m = Constante

t = Tiempo

$$C = C_{max} \frac{t}{K_m + t}$$

Figura 6.4 Ecuación del sistema de lixiviación

Para comprobar esta observación, fueron graficados los inversos de concentración v/s los inversos de tiempo de los datos experimentales, esperando una similitud con la Figura 6.5.



Donde:

C = Concentración

C_{max} = Concentración máxima

K_m = Constante

t = Tiempo

$$\frac{1}{C} = \frac{K_m}{C_{max}t} + \frac{1}{C_{max}}$$

Figura 6.5 Ecuación para determinar las constantes del sistema de lixiviación

En las Figuras 6.6, 6.7 y 6.8 se muestran los inversos de concentración de sólidos, parámetros relacionados con el carbono y nutrientes contra los inversos de tiempo. Las líneas resultantes, proporcionan una pendiente, una ordenada al origen y un coeficiente de correlación lineal, el cual, al ser cercano a la unidad, indica un buen ajuste a esta tendencia.

Los valores del coeficiente de correlación se presentan en la Tabla 6.3, en la cual, al comparar los coeficientes de correlación (redondeando a centésimas), se observa que en la lixiviación natural solo se presentan $R^2=1$ en las linearizaciones de DQO ($1.6 \mu\text{m}$) y DBO ($1.6 \mu\text{m}$) del sistema extrusor y P-PO_4 ($0.45 \mu\text{m}$) del sistema testigo y licuadora. En el caso de la lixiviación forzada, tienen un $R^2<1$ las linearizaciones de COT ($1.6 \mu\text{m}$) extrusor, DQO ($0.45 \mu\text{m}$) testigo, N-NH_4 testigo y licuadora, P-PO_4 en el sistema extrusor y P_T ($1.6 \mu\text{m}$) en los tres sistemas. De esta forma se puede concluir que los diferentes parámetros de la lixiviación forzada se ajustan al modelo planteado, salvo las excepciones antes citadas.

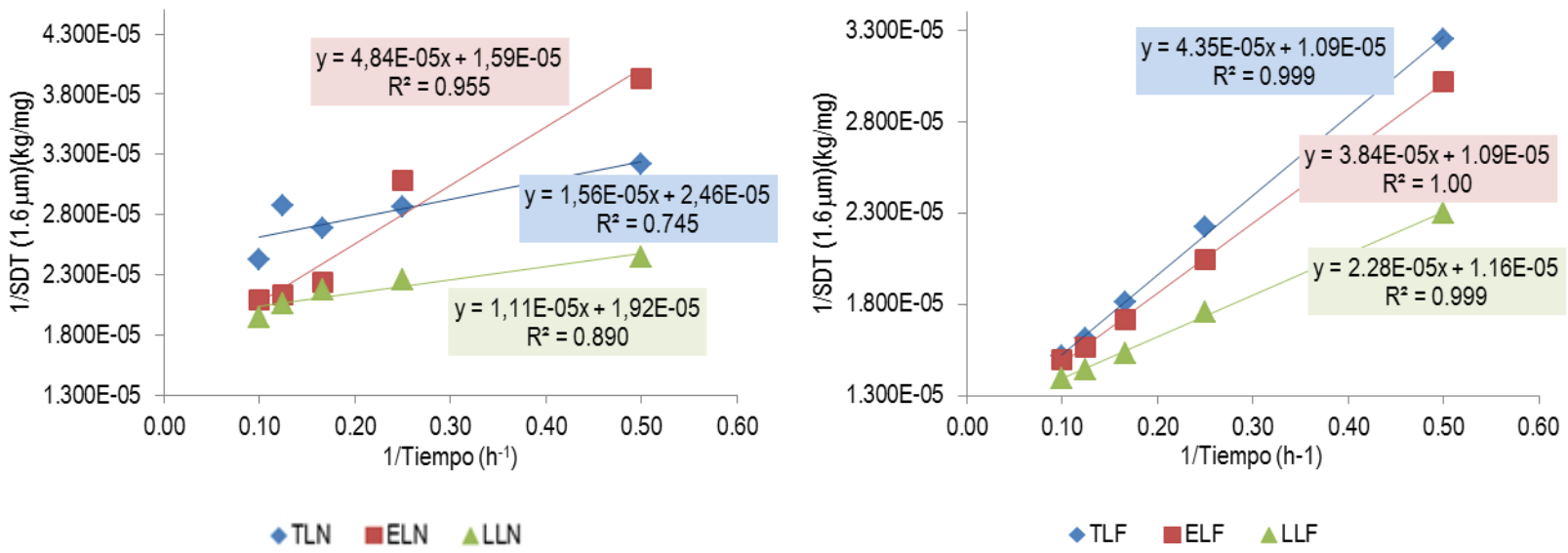
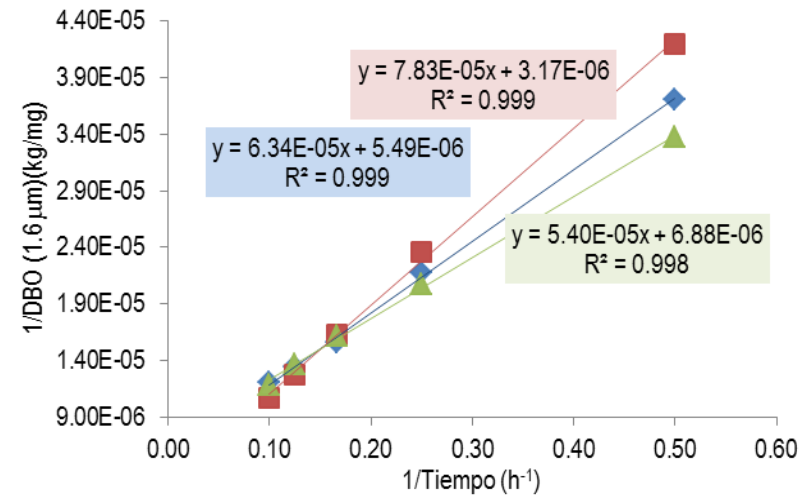
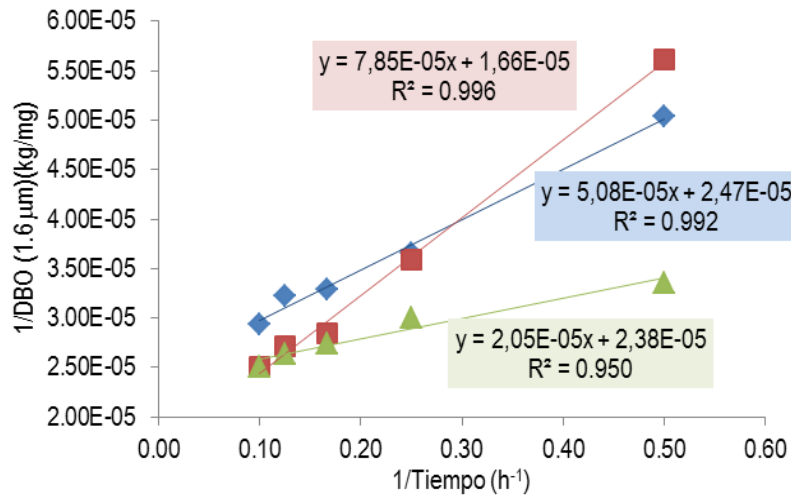
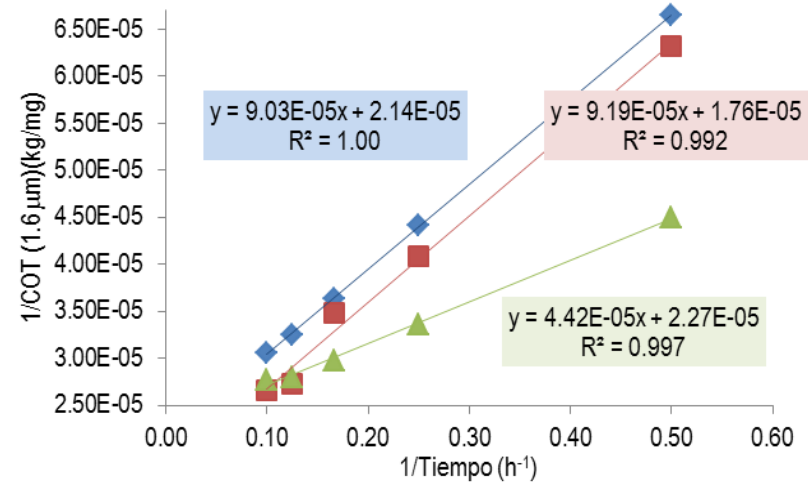
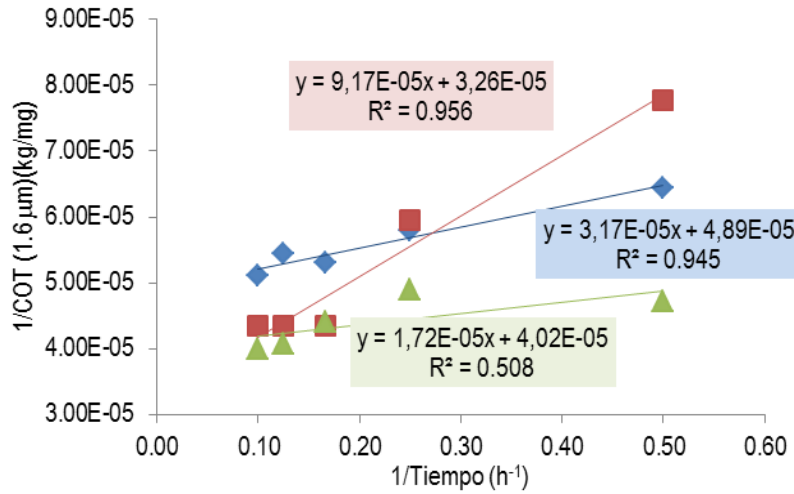


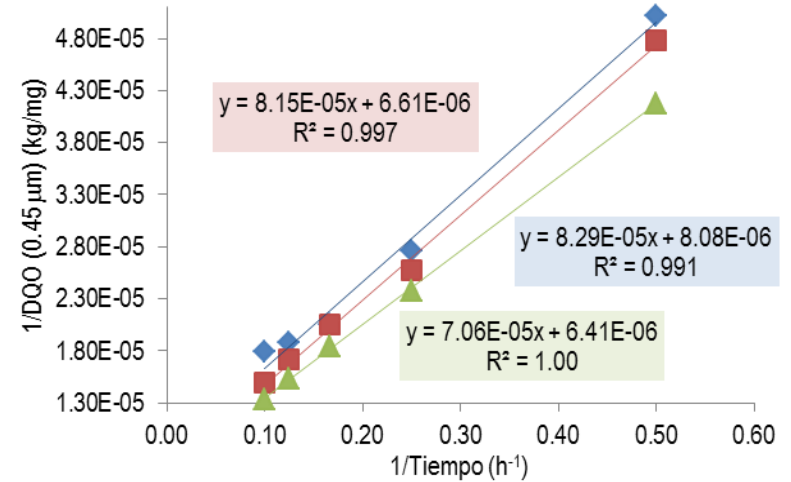
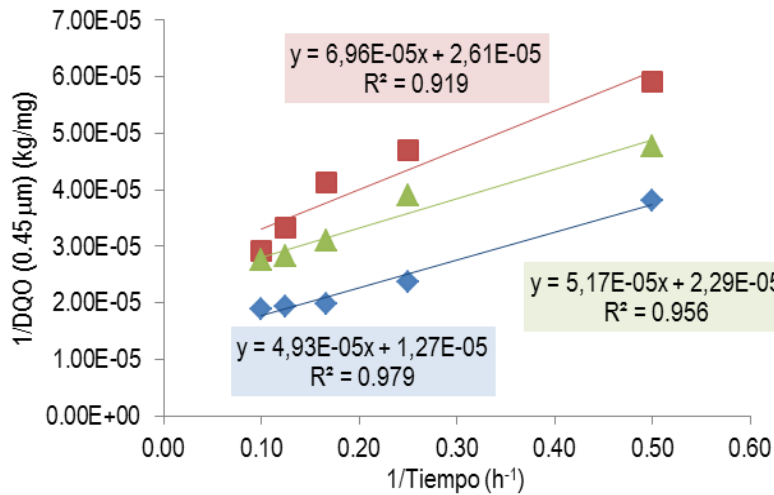
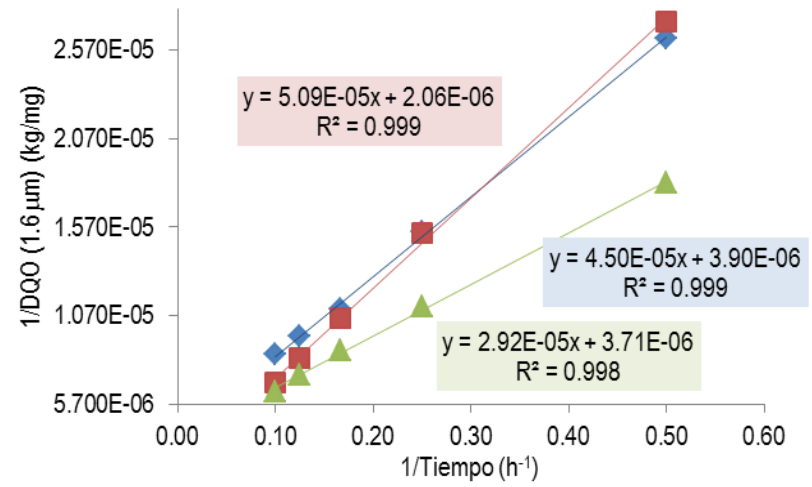
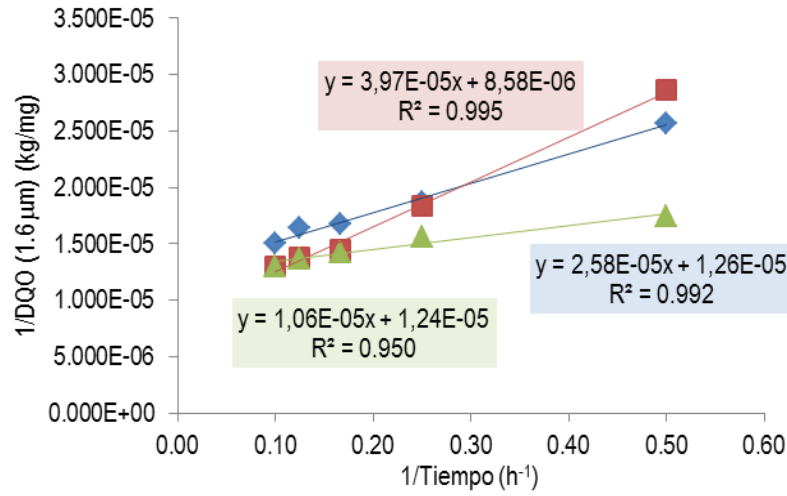
Figura 6.6 SDT Linearización de curvas experimentales



◆ TLN ■ ELN ▲ LLN

◆ TLF ■ ELF ▲ LLF

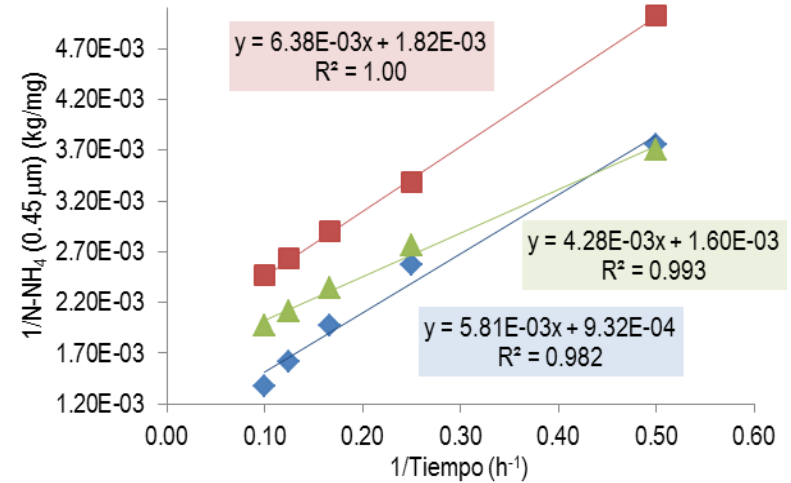
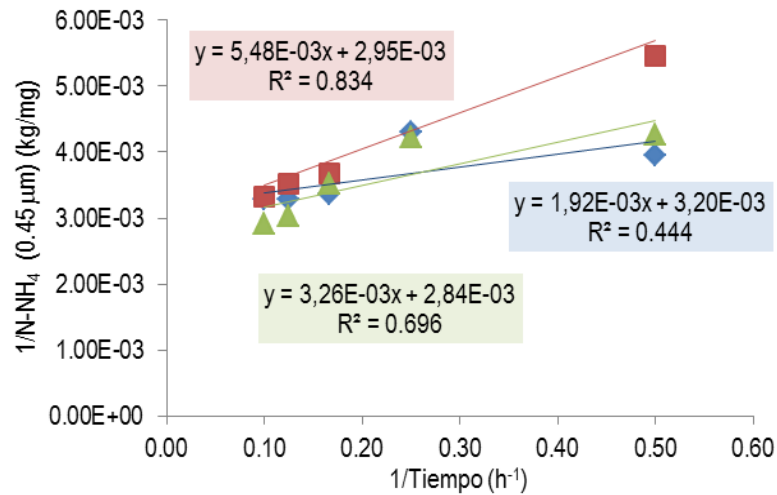
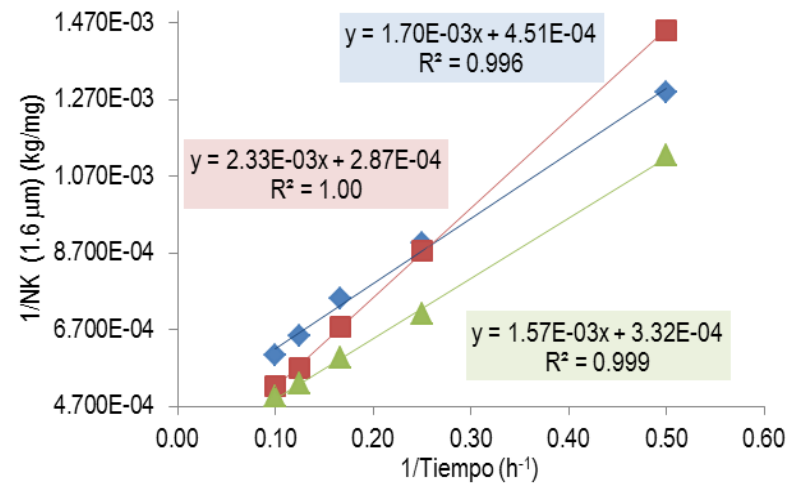
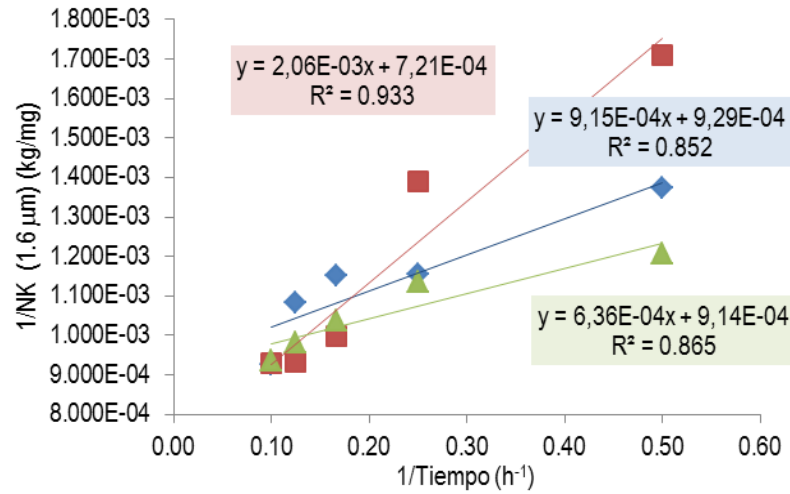
Figura 6.7 Parámetros relacionados con el carbono. Linearización de curvas experimentales



◆ TLN ■ ELN ▲ LLN

◆ TLF ■ ELF ▲ LLF

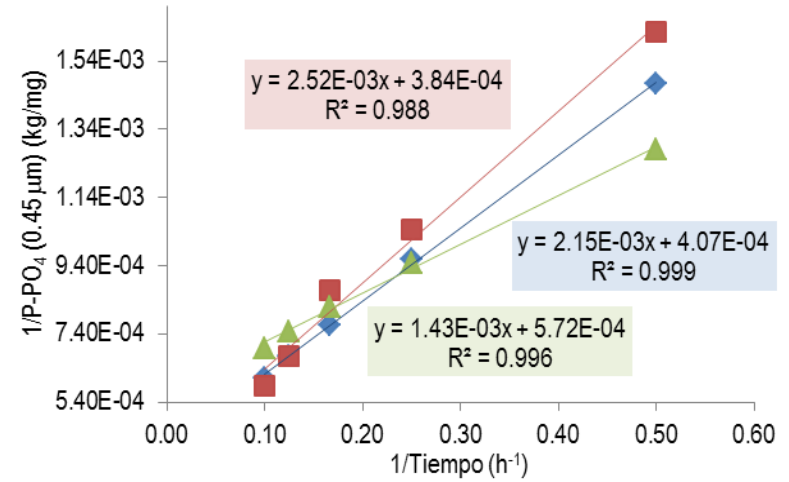
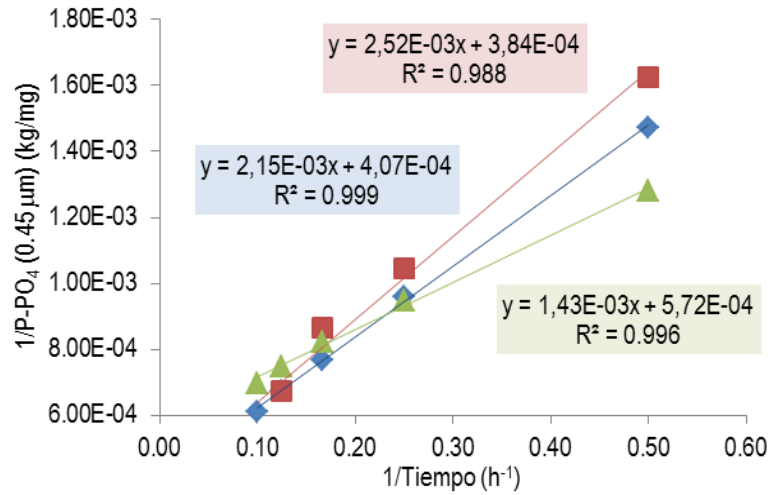
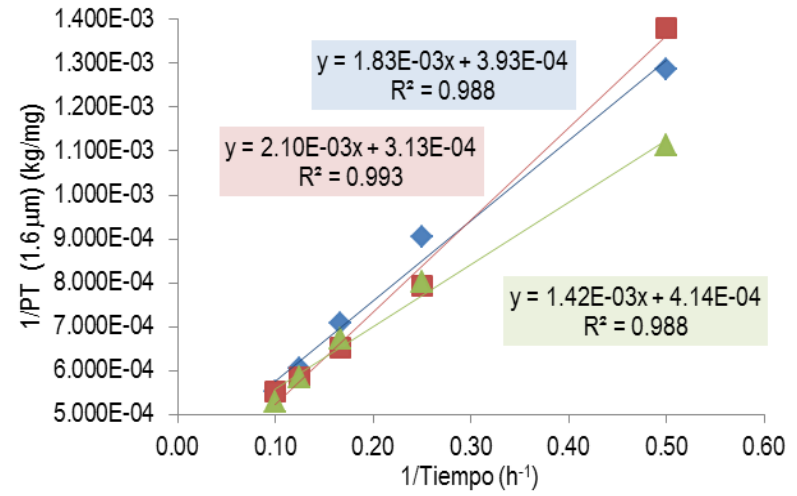
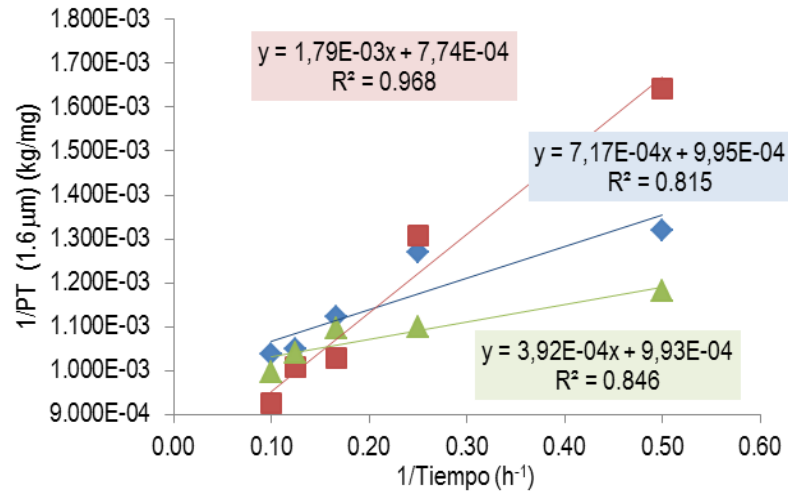
Figura 6.7 Parámetros relacionados con el carbono. Linearización de curvas experimentales



◆ TLN ■ ELN ▲ LLN

◆ TLF ■ ELF ▲ LLF

Figura 6.8 Nutrientes. Linearización de curvas experimentales



◆ TLN ■ ELN ▲ LLN

◆ TLF ■ ELF ▲ LLF

Figura 6.8 Nutrientes. Linearización de curvas experimentales

Tabla 6.3 Coeficientes de correlación para el ajuste matemático

Parámetro	R ²					
	TLN	ELN	LLN	TLF	ELF	LLF
SDT (1.6 µm)	0.75	0.96	0.89	1.00	1.00	1.00
COT (1.6 µm)	0.95	0.96	0.51	1.00	0.99	1.00
DBO (1.6 µm)	0.99	1.00	0.95	1.00	1.00	1.00
DQO (1.6 µm)	0.99	1.00	0.95	1.00	1.00	1.00
DQO (0.45 µm)	0.98	0.92	0.96	0.99	1.00	1.00
N (1.6 µm)	0.85	0.93	0.87	1.00	1.00	1.00
N-NH ₄ (0.45 µm)	0.44	0.83	0.70	0.98	1.00	0.99
PT (1.6 µm)	0.82	0.97	0.85	0.99	0.99	0.99
P-PO ₄ (0.45 µm)	1.00	0.99	1.00	1.00	0.99	1.00

En la tabla 6.4 se encuentran los valores de K_m , C_{max} , de aquellos parámetros cuyo coeficiente de correlación fue igual a la unidad en la linearización, también fue calculado el tiempo necesario para obtener C_{max} .

Tabla 6.4 Constantes de la ecuación

Tipo de lixiviación	Parámetro	Concentración máxima (mg/kg)			K _m			T max (h)		
		Testigo	Extrusor	Licudadora	Testigo	Extrusor	Licudadora	Testigo	Extrusor	Licudadora
Natural	DBO (1.6 µm)	-	60241	-	-	4.73	-	-	468	-
	DQO (1.6 µm)	-	38314	-	-	2.67	-	-	264	-
	P-PO ₄ (0.45µm)	2457	-	175	5.28	-	0.25	523	-	25
Forzada	SDT (1.6 µm)	91743	91743	86207	3.99	3.52	1.97	395	349	195
	COT (1.6 µm)	46729	-	44053	4.22	-	1.95	418	-	193
	DBO (1.6 µm)	182149	315457	145349	11.55	24.70	7.85	1143	2445	777
	DQO (0.45µm)	-	485437	269542	-	24.71	7.87	-	2446	779
	DQO (1.6 µm)	123762	151286	156006	10.26	12.33	11.01	1016	1221	1090
	N (1.6 µm)	2217	3484	3012	3.77	8.12	4.73	373	804	468
	N-NH ₄ (0.45µm)	-	549	-	-	3.51	-	-	347	-
	P-PO ₄ (0.45µm)	2457	2604	1748	5.28	6.56	2.50	523	650	248

Nótese que en los resultados de la lixiviación natural la DBO es mayor que la DQO (1.6 µm), lo cual en un sistema real representa un error debido a que la DQO determina el total del sustrato (material carbonoso) y la DBO sólo la parte biodisponible; entonces la DBO debe ser siempre inferior a la DQO, por lo cual el ajuste al modelo hiperbólico para estos parámetros se rechaza.

De forma análoga, el P-PO₄ en el sistema licuadora de la lixiviación natural arroja una concentración máxima obtenida en un tiempo de 2 h cuyo valor es menor a las que fueron obtenidas experimentalmente; nuevamente el modelo planteado se rechaza.

Por otra parte, el sistema P-PO₄ testigo tanto en el sistema natural como el sistema forzado presentan ecuaciones idénticas. Por esto, a partir de este punto, el ajuste al modelo planteado solo se referirá a las lixiviaciones forzadas que tuvieron un coeficiente de correlación igual a 1 en su linearización, para las cuales se graficó su comportamiento teórico hasta 30 h en las Figuras 6.9, 6.10 y 6.11; las cuales confirman que la concentración de sólidos disueltos totales, carbono orgánico y nitrógeno amoniacal alcanzan la asíntota antes de que pasen las 10 h de la experimentación.

Sin embargo, los valores de DQO, DBO, nitrógeno y en menor medida ortofosfatos, muestran que pasadas 30 h aún requieren de tiempo para llegar a una asíntota.

Los tiempos que se plantean para obtener una concentración máxima indican en algunos casos la necesidad de renovar el disolvente cada dos horas por tiempos de hasta 102 días para DQO y DBO, en comparación con un tiempo estimado de 15 a 30 días que dura el proceso de digestión anaerobia.

Por consiguiente, se establece que el ajuste al modelo matemático sólo brinda una idea de la cantidad de sustrato y nutrientes que se están solubilizando con respecto a los contenidos en la FORSU con respecto al tiempo y a la cantidad de agua suministrada. Por esta razón debe tomarse con precaución las estimaciones en cuanto al tiempo necesario para obtener determinada concentración en el lixiviado.

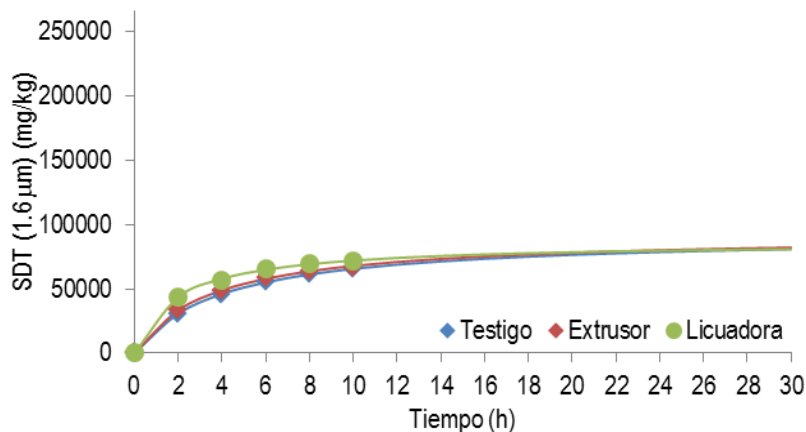
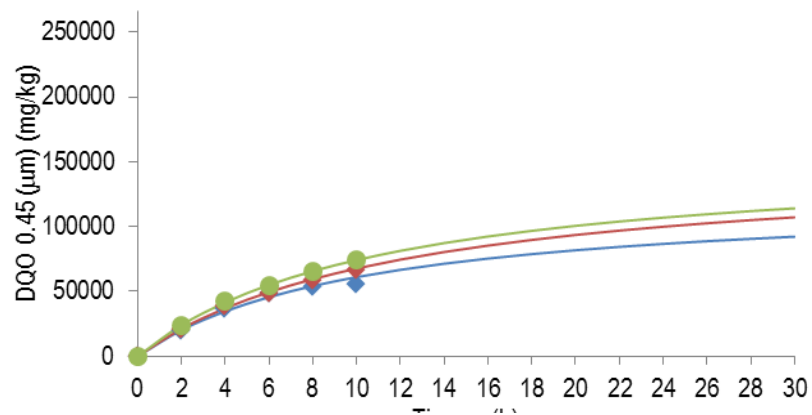
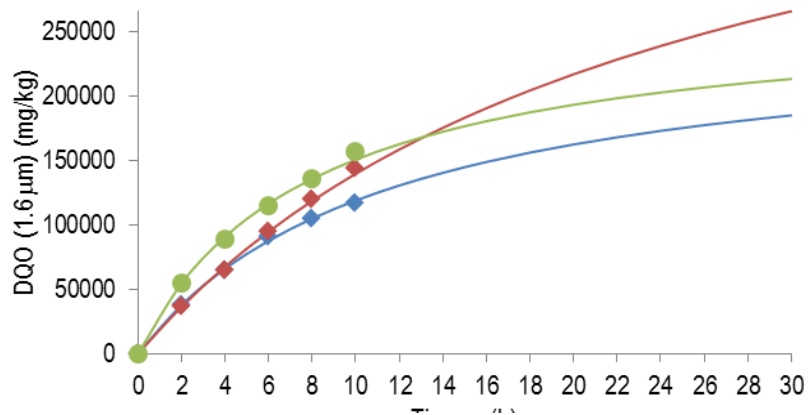
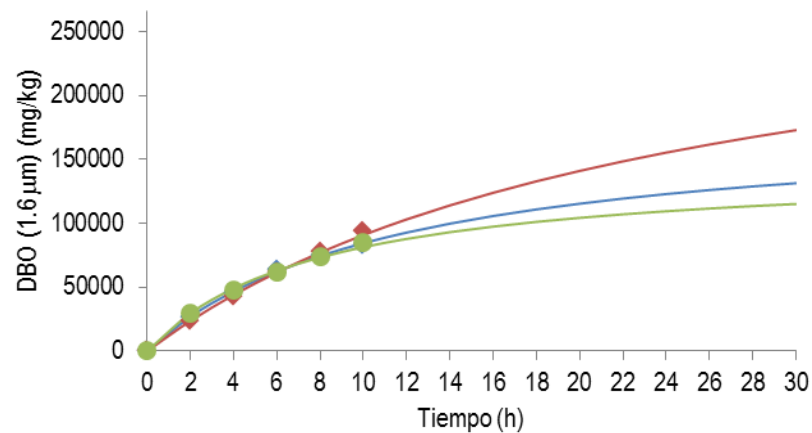
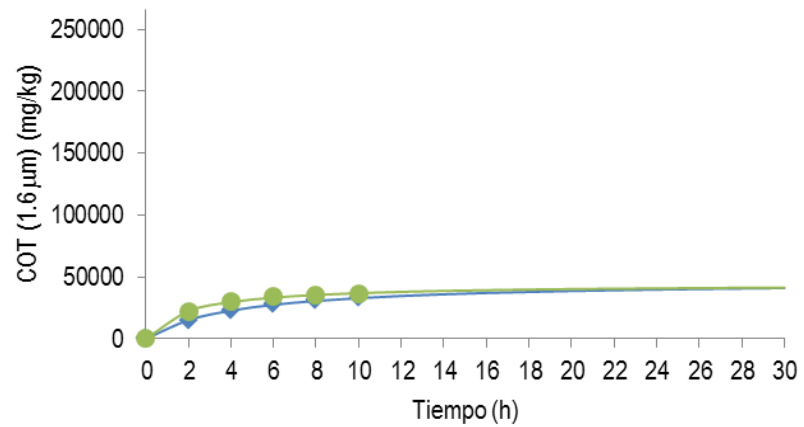
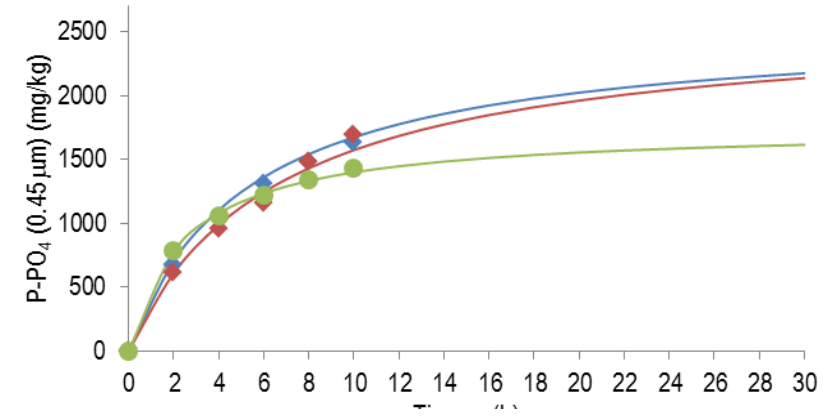
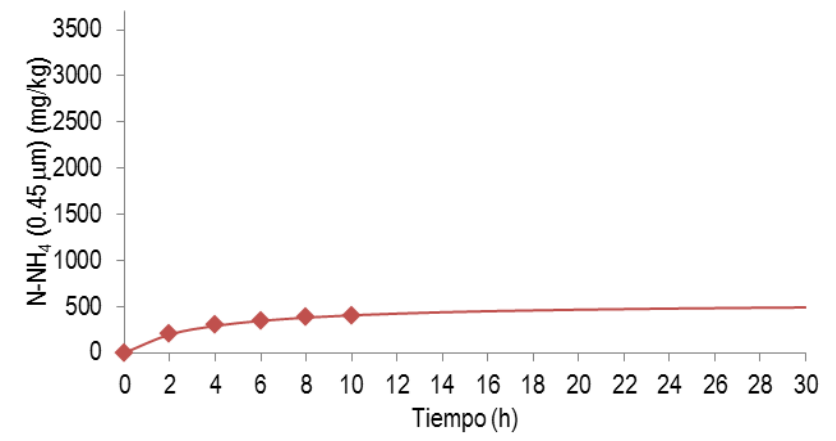
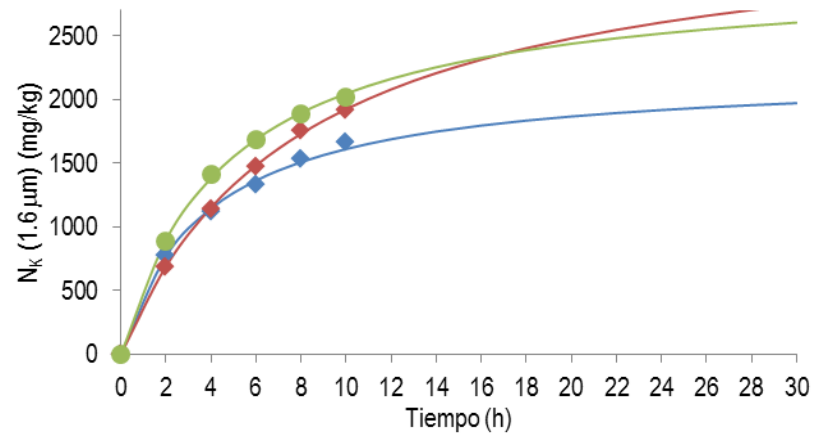


Figura 6.9 SDT Extrapolación de curvas de saturación



◆ Testigo ◆ Extrusor ● Licuadora

Figura 6.10 Parámetros relacionados con el carbono Extrapolación de curvas de saturación



◆ Testigo ◆ Extrusor ● Licuadora

Figura 6.11 Nutrientes. Extrapolación de curvas de saturación

6.3.3. Análisis de varianza

Utilizando el programa PAW Statistics 18 se ejecutó el análisis de varianza para determinar si estadísticamente existe una diferencia entre las concentraciones de SDT, compuestos relacionados con el carbono y nutrientes, que se obtienen al lixiviar la FORSU de la Ciudad de México con cada uno de los sistemas de lixiviación planteados en la metodología (apartado 5.3).

El diseño experimental que se utilizó en el planteamiento de la metodología indica dos variables de control: tiempo y tipo de tratamiento. Dentro de éste último quedan involucrados el tamaño de partícula y el tipo de lixiviación. Por esto se eligió el modelo estadístico de diseño de bloques al azar, que implica que en cada bloque hay una sola observación de cada tratamiento. El orden en que se “corren” los tratamientos dentro de cada bloque es aleatorio (restricción en la aleatorización). El análisis de varianza para este diseño se basa en una descomposición de la variabilidad de las observaciones.

De esta forma, al realizar el análisis de varianza, se tomó en consideración por separado cada una de las variables de control, por lo cual, cuando se evaluó el tiempo, se bloqueó el tratamiento y al evaluar el efecto del tratamiento, se bloqueó el tiempo. En cada una de las observaciones se encontró un valor de F calculada, que fue contrastada con una F crítica que corresponde a los grados de libertad en cada uno de los ensayos.

En la Tabla 6.5 se muestra el valor de F calculada para cada bloque: tratamiento y tiempo. Los valores de F crítica son: $F_{(0.95,5,20)}=2.711$ para tratamiento y $F_{(0.95,4,20)}=2.866$ para tiempo.

Tabla 6.5 F calculada para bloques: tratamiento y tiempo

Parámetro	F tratamiento	F tiempo
SDT	18.441	21.177
COT	14.122	15.035
DBO	11.053	12.687
DQO (1,6 µm)	8.827	15.362
DQO (0,45 µm)	14.803	26.743
N (1,6 µm)	14.532	16.627
N-NH4 (0,45 µm)	14.344	12.198
P (1,6 µm)	12.965	13.598
P-PO4 (0,45 µm)	9.288	8.529

De acuerdo con la tabulación puede concluirse que existe una diferencia estadística en las concentraciones obtenidas cuando hay una variación en el tiempo de contacto, de la misma forma que existe cuando hay una variación entre el tratamiento.

Dado que el análisis de varianza sólo indica que hay una diferencia entre los tratamientos se ejecutó la Diferencia Significativa Honesta de Tuckey (DHS de Tukey^{a,b}) para el bloque de tratamiento con el fin de identificar los subconjuntos homogéneos de concentraciones. Los resultados son presentados en las tablas 6.6, 6.7 y 6.8, para a) SDT, b) parámetros relacionados con el carbono y c) nutrientes.

Las tablas están conformadas por tres columnas principales, que son tratamiento, número y subconjunto. En las columnas de tratamiento se enlistan las abreviaturas de los distintos tratamientos utilizados para lixiviar la FORSU; la segunda columna indica el número de repeticiones por cada corrida experimental, nótese que en todas las tablas el número es 5 debido a que se determinó un promedio de concentraciones una vez cada 2 horas durante 10 horas; y en la tercera columna aparecen los subconjuntos, los cuales de acuerdo con el parámetro determinado reúne de dos a cuatro columnas más, estas indican los grupos homogéneos según la prueba realizada. Cuando un tratamiento solo tiene valor en una columna, significa que el efecto de este tratamiento es estadísticamente representativo, y genera un grupo independiente; por el contrario, si el tratamiento tiene valores en más de una columna del subconjunto, indica que la cercanía entre los efectos de los tratamientos impide que se consideren a estos como grupos independientes.

De esta forma puede observarse que para los sólidos disueltos totales existen cuatro subconjuntos. Sin embargo, sólo hay tres grupos cuyas diferencias estadísticas son relevantes, en el primer grupo está el tratamiento TLN; en el segundo grupo se agrupan ELN, LLN, TLF, ELF; y en el tercer grupo LLF. Un caso similar ocurre con los efectos en las concentraciones del COT y DQO (1.6 μm). El nitrógeno (1.6 μm) muestra también tres grupos; sin embargo, estos están formados por dos tratamientos cada uno, que hace ambigua la interpretación de los efectos del tamaño de partícula y el tipo de lixiviación.

Por otra parte, DBO, P_T y $P-PO_4$ indican dos grupos relacionados con el tipo de lixiviación, lo cual confirma las reflexiones hechas en la presentación de los resultados experimentales.

DQO (0.45 μm) muestra que hay un grupo relacionado con la lixiviación natural y otro con la lixiviación forzada; sin embargo, los efectos del tratamiento de LLN se aproximan más a los mostrados con la lixiviación forzada. $N-NH_4$ muestra esta separación entre las lixivitaciones natural y forzada, no obstante en la lixiviación forzada divide nuevamente para indicar la semejanza entre el tamaño de partícula testigo y el extrusor.

A partir de estas observaciones, se justifica estadísticamente que las concentraciones obtenidas a partir de la LLF generan un grupo cuyo despusite la hacen preferible en relación con las otras formas de lixiviación.

Tabla 6.6 SDT DHS de Tukey^{a,b}

Tratamiento	N	Subconjunto			
		1	2	3	4
TLN	5	35824.0000			
ELN	5	39460.0000	39460.0000		
LLN	5		46180.0000	46180.0000	
TLF	5			51772.0000	51772.0000
ELF	5			54232.0000	54232.0000
LLF	5				61388.0000

Tabla 6.7 Parámetros relacionados con el carbono. DHS de Tukey^{a,b}

COT						DBO			
Tratamiento	N	Subconjunto				Tratamiento	N	Subconjunto	
		1	2	3	4			1	2
TLN	5	17924				TLN	5	28532	
ELN	5	19748	19748			ELN	5	31534	
LLN	5	22808	22808	22808		LLN	5	35498	
TLF	5		25735	25735	25735	TLF	5		59024
ELF	5			28624	28624	ELF	5		59544
LLF	5				31489	LLF	5		59973

DQO (1.6 µm)					DQO (0.45 µm)			
Tratamiento	N	Subconjunto			Tratamiento	N	Subconjunto	
		1	2	3			1	2
TLN	5	55866			TLN	5	25333,	
ELN	5	61533	61533		ELN	5	30066	
LLN	5	68266	68266		LLN	5		42786
TLF	5	83133	83133	83133	TLF	5		44600
ELF	5		92266	92266	ELF	5		46739
LLF	5			110266	LLF	5		52073

Tabla 6.8 Nutrientes. DHS de Tukey^{a,b}

N (1.6 µm)					N-NH ₄ (0.45 µm)				
Tratamiento	N	Subconjunto			Tratamiento	N	Subconjunto		
		1	2	3			1	2	3
TLN	5	890			TLN	5	248		
ELN	5	892			ELN	5	278		
LLN	5	952	952		LLN	5	285		
TLF	5		1283	1283	TLF	5	325	325	
ELF	5			1393	ELF	5		407	407
LLF	5			1575	LLF	5			501

P _T (1.6 µm)				P-PO ₄ (0.45 µm)			
Tratamiento	N	Subconjunto		Tratamiento	N	Subconjunto	
		1	2			1	2
TLN	5	871		TLN	5	715	
ELN	5	883		ELN	5	757	
LLN	5	926		LLN	5	795	
TLF	5		1353	TLF	5		1164
ELF	5		1409	ELF	5		1181
LLF	5		1448	LLF	5		1229

6.4. Pretratamiento químico

De acuerdo con el procedimiento planteado en la sección 5.4 se determinó la respuesta de la FORSU ante la adición de H_2SO_4 y $NaOH$. Las características de los productos sólidos y líquidos se presentan en los siguientes párrafos.

6.4.1. Variación del pH con la adición de $NaOH$ y H_2SO_4

La Figura 6.12 ilustra los resultados de las determinaciones de pH. Puede observarse que cuando se adicionan los equivalentes químicos, el pH del sistema aumenta si se agrega álcali, y disminuye con la adición de ácido. Además, una vez adicionado el reactivo, conforme pasa el tiempo el pH tiende al pH del sistema testigo ya que al consumirse los reactivos, el pH del sistema tiende hacia un valor estable después de cada adición, así, con cada nueva adición de reactivo, el pH aumenta y/o disminuye partiendo del último pH registrado de la adición anterior.

Un comportamiento semejante fue observado por Penaud *et al.* (1999), quién colocó en sistemas separados una cantidad fija de residuo con disoluciones de distintas concentraciones de $NaOH$. Los valores de pH de dichas disoluciones antes de estar en contacto con el residuo, tenían valores entre 12.7 y 13.7, y al adicionar el residuo a cada uno de los sistemas, los valores de pH registrados oscilaron entre 8 y 12.

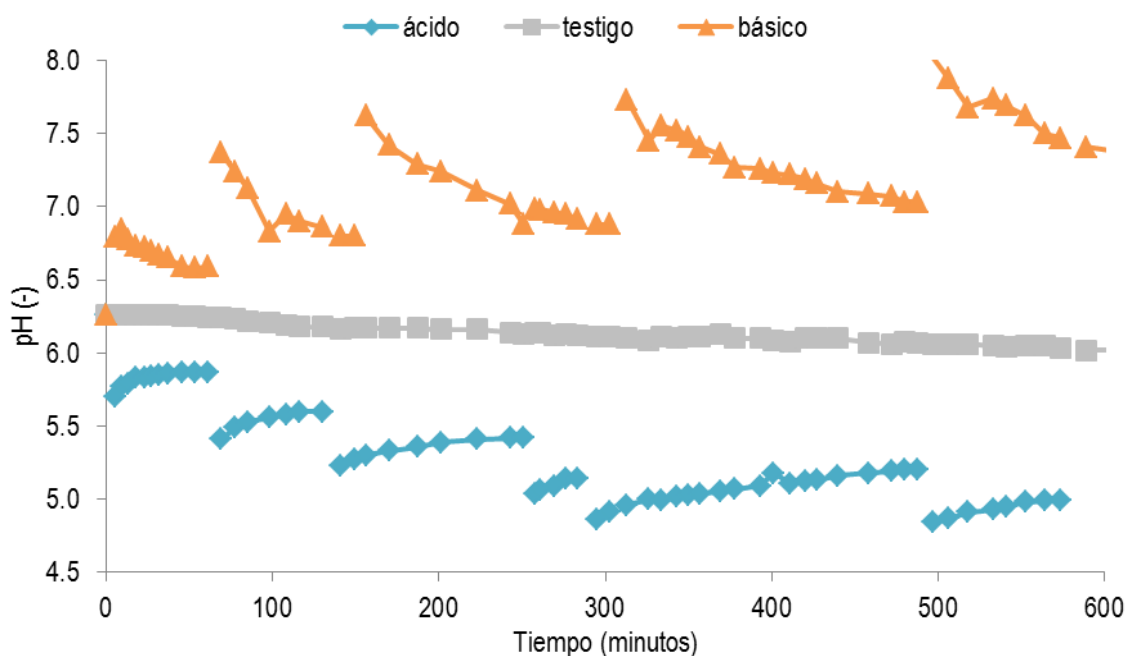


Figura 6.12 Variación del pH del sistema con la adición de $NaOH$ y H_2SO_4

6.4.2. Caracterización de los productos de la hidrólisis en medio básico (NaOH) y medio ácido (H₂SO₄)

Siguiendo el procedimiento descrito en la sección 5.4.2, después de los 600 minutos de reacción con ácido y álcali, los productos líquidos y sólidos fueron caracterizados por medio de la determinación de sólidos (totales, fijos y volátiles), compuestos carbonosos (DQO, DBO) y nutrientes (N, NH₄, P total, P-PO₄), en sus formas total, suspendidas y disueltas. Las concentraciones se indican en mg/kg de FORSU húmeda.

— Sólidos

La tabla 6.9 indica que la cantidad de sólidos que pasan de la fase sólida a la líquida, varía en relación con cada sistema. Los cocientes generados a partir de ésta tabla se presentan en la tabla 6.10, en la cual los sistemas disueltos reflejan una ganancia con respecto al testigo de 2% cuando se agrega ácido y 3% al agregar la base.

Mosier *et al* (2005) indican que una parte de los álcalis se convierte en sales, sin embargo, no es posible identificar si estas se encuentran en la fase acuosa como sales disueltas o han reaccionado de forma tal que se encuentran en la fase sólida.

Suponiendo que el peso causado por la adición del ácido y la base al sistema (4000 mg/kg de NaOH y 49000 mg/kg de H₂SO₄) se transfieran totalmente a la fase líquida, aún habría un aumento con respecto al testigo de 3400 mg/kg en el sistema básico y 6200 mg/kg en el sistema ácido, que refleja que la adición de ácido o sosa está generando una solubilización de sólidos.

Tabla 6.9 Sólidos después de la degradación química

Medio	STT (mg/kg)	STF (mg/kg)	STV (mg/kg)	SST (mg/kg)	SSF (mg/kg)	SSV (mg/kg)	SDT (mg/kg)	SDF (mg/kg)	SDV (mg/kg)
Ácido	370000	75110	294890	284900	51282	233618	85100	23828	61272
Testigo	370000	68154	301846	292300	52614	239686	77700	15540	62160
Básico	370000	81992	288008	281200	56240	224960	88800	25752	63048

Tabla 6.10 Cocientes de sólidos (de la Tabla 6.9)

Medio	SDT/STT	SST/STT	SSF/SST	SDF/SDT	SSV/SST	SDV/SDT
Ácido	0.23	0.77	0.18	0.28	0.82	0.72
Testigo	0.21	0.79	0.18	0.20	0.82	0.80
Básico	0.24	0.76	0.20	0.29	0.80	0.71

Por lo anterior, se intuye que la solubilidad de los compuestos determinados como sólidos disueltos totales aumenta con la adición de NaOH o H₂SO₄.

— Compuestos carbonosos

El rendimiento de solubilidad de DQO como el porcentaje de la DQO disuelta entre la total se utiliza para determinar el efecto del pretratamiento químico (Chou *et al*, 2010).

Teniendo en consideración las definiciones del apartado 5.2 (p 15) y con la información de las tablas 6.11 y 6.12, se observa que la solubilización aumenta en 0.05 al agregar ácido y al agregar el álcali lo hace en 0.06 en relación con el testigo. Al comparar la relación DBO_D/DBO_T , el tratamiento con álcali presenta un decremento y la adición del ácido aumenta ligeramente la solubilización de compuestos biodegradables.

Tabla 6.11 Compuestos carbonosos después de la degradación química

Medio	DQO _T (mg/kg)	DQO _S (mg/kg)	DQO _D (mg/kg)	DBO _T (mg/kg)	DBO _S (mg/kg)	DBO _D (mg/kg)
Ácido	370000	262700	107300	136900	71188	65712
Testigo	370000	281200	88800	136900	75295	61605
Básico	370000	259000	111000	136900	80771	56129

Sin embargo, cuando se hace la comparación de biodegradabilidad (medida como DBO/DQO entre los pares suspendidos o disueltos), se encuentra que el valor de biodegradabilidad se modifica en el medio ácido y el medio básico; en ambos medios disminuye en los pares disueltos y en el medio básico aumenta en los pares suspendidos, mientras que el medio ácido se mantiene igual al medio testigo.

Tabla 6.12 Cocientes de compuestos carbonosos (de la tabla 6.11)

Medio	$\frac{DQO_S}{DQO_T}$	$\frac{DQO_D}{DQO_T}$	$\frac{DBO_S}{DBO_T}$	$\frac{DBO_D}{DBO_T}$	$\frac{DBO_S}{DQO_S}$	$\frac{DBO_D}{DQO_D}$
Ácido	0.71	0.29	0.52	0.48	0.27	0.61
Testigo	0.76	0.24	0.55	0.45	0.27	0.69
Básico	0.70	0.30	0.59	0.41	0.31	0.51

En función de los datos de la biodegradabilidad, se dan indicios que los compuestos orgánicos determinados con la concentración de DQO retenida en la fase sólida, disminuye al llevar el pH a básico.

Al modificar el pH del medio a básico, en los pares disueltos aumenta la concentración de DQO y disminuye la concentración de DBO, y en los pares suspendidos al disminuir la concentración de DQO aumenta la concentración de DBO. En el medio ácido, las concentraciones de DQO y DBO aumentan en los pares disueltos y disminuyen en los pares suspendidos en una relación parecida al medio testigo.

— Nutrientes

Las tabla 6.13 muestra las concentraciones de nitrógeno y fósforo, en sus formas suspendida y disuelta, además de las formas orgánicas, y la cuantificación de nitrógeno amoniacal y fósforo como ortofosfatos, que representan la forma “biodisponible” de los nutrientes.

Tabla 6.13 Nutrientes después de la degradación química

Medio	N _T (mg/kg)	N _S (mg/kg)	N _D (mg/kg)	N-NH ₄ (mg/kg)	N _{org} (mg/kg)	P _T (mg/kg)	P _S (mg/kg)	P _D (mg/kg)	P-PO ₄ (mg/kg)	P _{org} (mg/kg)
Ácido	4,810	3,896	914	332	4,478	18,500	13,505	4,995	2,886	15,614
Testigo	4,810	4,185	625	342	4,468	18,500	16,095	2,405	1,758	16,743
Básico	4,810	3,896	914	370	4,440	18,500	14,985	3,515	2,535	15,966

Se puede observar que los sistemas ácido y básico presentan ganancias en las formas disueltas de nitrógeno y fósforo con respecto al testigo (tabla 6.13); sin embargo, la razón de transferencia a la forma disuelta es mínima tal como se evidencia en la tabla 6.14.

Al contrario de lo dicho por los trabajos de Lee *et. al.* (2008) y Mosier *et. al.* (2005), la concentración del nitrógeno amoniacal en el sistema básico aumenta en relación con el sistema testigo, ya que el pH al que se llega con la adición de NaOH no es lo suficientemente elevado para la generación de amoníaco.

6.4.3. Caracterización de los productos de la degradación química de la FORSU en medio básico y ácido con la adición de NaOH y H₂SO₄ a distintas concentraciones

La Figura 6.15 ilustra las concentraciones de SDT, SDV, SDF, DQO y N-NH₄ obtenidas al variar la concentración de H₂SO₄ y NaOH adicionados en los sistemas planteados en la sección 5.4.3, donde se observa que las concentraciones de los parámetros antes mencionados están en función de la cantidad de ácido o sosa adicionados al sistema. López *et al* (2005), refieren que la adición de agentes químicos puede influir directamente en el proceso de solubilización modificando las características del residuo debido a la formación de flóculos o aglomerados, tal comportamiento es seguido por los parámetros determinados en esta sección.

La gráfica de SDT vs concentración de H₂SO₄ o NaOH, refleja que el cambio de pH altera la cantidad de sólidos presentes en una matriz y que se transfieren a la fase líquida. De manera más específica tanto el comportamiento en medio ácido como en medio básico y en el intervalo entre 0.0 y 0.04 equivalentes de H₂SO₄ y NaOH por kilogramo de FORSU, se observa un decremento de la concentración de SDT y esta aumenta en el intervalo de 0.04 a 0.08, y aproximadamente en 0.09 la curva de NaOH decrece nuevamente. Este comportamiento es similar en la gráfica de SDF vs concentración de H₂SO₄ o NaOH. En la gráfica de SDV vs concentración de H₂SO₄ o NaOH manifiesta el comportamiento descrito anteriormente, el segundo decremento de la concentración en medio básico está cercano a 0.1 equivalentes de NaOH por kilogramo de FORSU.

En la gráfica de DQO vs concentración de H₂SO₄ o NaOH se observa que con la adición de 0.02 equivalentes de H₂SO₄ y NaOH por kilogramo de FORSU, la concentración de DQO del sistema en medio ácido es contrario a la del sistema en medio básico, las concentraciones del sistema básico aumentan, mientras que las del sistema ácido disminuyen; a 0.04 y 0.06 las concentraciones se acercan, y a partir de este punto la concentración del medio básico disminuye nuevamente.

El comportamiento del nitrógeno amoniacal presenta en el medio ácido un decremento de concentración a 0.02, y luego la concentración crece de forma uniforme; el medio básico presenta un decremento de 0.02 a 0.04 el resto de los puntos presentan un aumento.

Los resultados obtenidos en esta última etapa presentan un área de oportunidad para futuras investigaciones, por lo cual se propone hacer un estudio con concentraciones mayores a las reportadas en este documento.

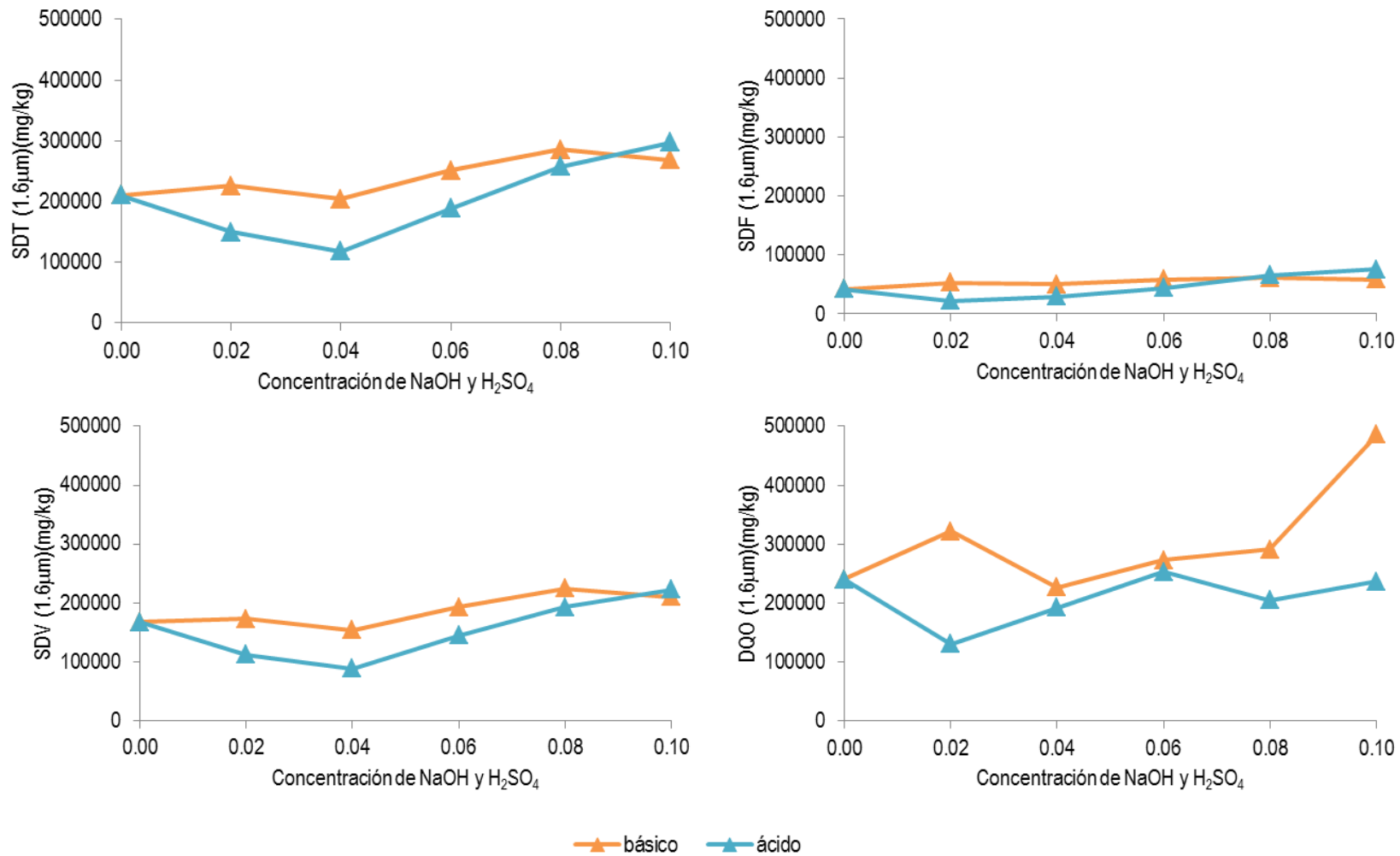


Figura 6.13 Variación de la concentración de SDT, SDF, SDV, DQO y N-NH₄ con la adición de H₂SO₄ y NaOH a distintas concentraciones

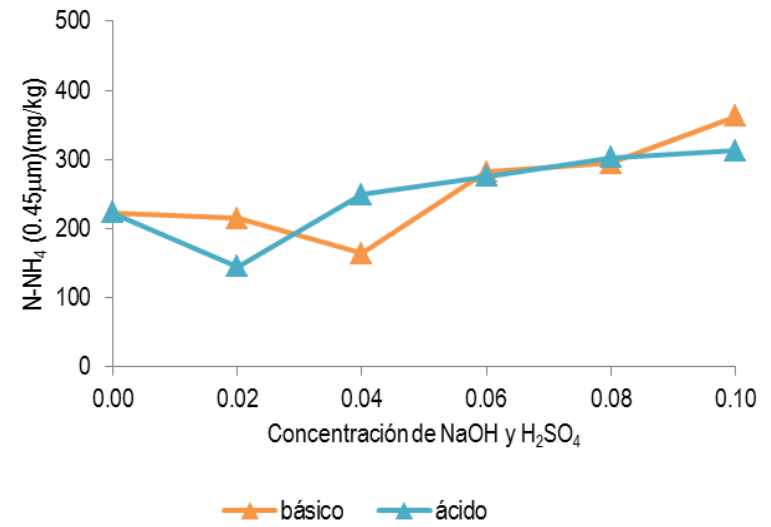


Figura 6.13 Variación de la concentración de SDF, SDV, DQO y N-NH₄ con la adición de H₂SO₄ y NaOH a distintas concentraciones

7. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos experimentalmente se llega a las siguientes conclusiones:

1. La FORSU de la ciudad de México colectada durante los meses de noviembre y diciembre de 2009 tiene 71.3% de humedad.
2. Por cada kilogramo de FORSU húmeda, hay 66 g de carbono orgánico total susceptible de ser transformado en biogás.
3. La relación DBO/DQO de 0.38 indica la presencia de material orgánico resistente al ataque biológico.
4. Las concentraciones de SDT, DQO, COT, N, P, N-NH₄, P-PO₄ obtenidas en la fase líquida, después de las pruebas de lixiviación de la FORSU, está inversamente relacionadas con el gradiente de concentración, y son favorecidas con la disminución del tamaño de partícula.
5. La biodegradabilidad medida como la relación DBO/DQO alcanza un valor en el intervalo de 50 y 60% en la fase líquida (lixiviado) cuando se pone en contacto FORSU y agua en proporción 1:2.
6. El sistema de lixiviación que arrojó mayores concentraciones en la fase líquida fue cuando la FORSU se trituró con la licuadora y posteriormente se lixivió con cambios de agua cada hora (LLF).
7. Del nitrógeno transferido a la fase líquida, la mayor parte es nitrógeno orgánico, mientras que del fósforo transferido a la fase líquida, la mayor parte es fósforo inorgánico.
8. El comportamiento de las curvas de solubilización de SDT, DQO, COT, N, N-NH₄, P-PO₄ de la lixiviación forzada tienen una tendencia análoga a la descrita por la ecuación de Michaelis-Menten.
9. Los lixiviados obtenidos después del pretratamiento químico contienen mayores concentraciones de SDT, DQO_D y nutrientes que los lixiviados del sistema sin pretratamiento (testigo).
10. El rendimiento de solubilización DQO $[(DQO_D/DQO_T)*100]$ en los sistemas ácido y básico es 29 y 30% respectivamente, que comparado con el testigo 24%, indica que para propiciar una mayor solubilización de la DQO el pretratamiento básico es más adecuado que el pretratamiento ácido.
11. La solubilización de SDT, DQO, N, N-NH₄, P-PO₄ mejora en valores entre el 2 y el 4% cuando se adiciona 0.1 equivalente de H₂SO₄ o NaOH por kilo de muestra con respecto al testigo.

7. REFERENCIAS

- ALDF, Asamblea Legislativa del Distrito Federal III Legislatura (2003) Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. México, 22 de Abril de 2003.
- Angelidaki, I. y Ahring J. (2000) Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Water Science Technology* **41**(3), 189-194
- APDF, Administración Pública del Distrito Federal. (2008) Reglamento de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. México, 7 de Octubre de 2008.
- APHA-AWWA-WPCF (1992). Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 20th Edition. USA, 1220 pp.
- Campuzano R., González S. y Posadas R. (2010) Lixiviación de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales de la ciudad de México, en *Memorias Técnicas XXXII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de AIDIS*, 7 al 11 de noviembre de 2010, República Dominicana.
- Chou, K., Norli I. y Anees A. (2010) Evaluation of the effect of temperature, NaOH concentration and time on solubilization of palm oil mill effluent (POME) using response surface methodology (RSM). *Bioresource Technology*, **101**(2010), 8616-8622
- Cortinas de Nava, C. (2009) Marco Legal y de Residuos Sólidos en México. <http://www.slideshare.net/enriquebio2/marco-legal-y-de-residuos-slidos-en-mxico> (último acceso: 3 de Abril de 2010).
- Espinosa C., López M., Pellón A., Mayarí R. y Fernández A. (2007) La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos como fuente potencial de producción de biogás. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, **1**(38), 33-37.
- Fernández L. (2008) Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, Universidad de Cádiz I1-II38
- Geankoplis, Christie J. (1999) Procesos de transporte y operaciones unitarias. Tercera edición. México: Compañía editorial continental, 1022 pp.
- Hobson P. y Wheatley D. (1993) Anaerobic Digestion. Modern Theory and Practice. Gran Bretaña: Galliard,
- Lee H., Chung C. y Jung Y. (2008) Effects of chemical and enzymatic treatments on the hydrolysis of swine wastewater. *Water Science & Technology* **58**(7), 1529-1534.
- López Torres, M., M. C. Espinosa, y R. Escobedo. (2005) Estudio comparativo del pretratamiento químico para mejorar la digestión anaerobia de residuos sólidos. *Revista CENIC Ciencias Biológicas, Especial* (36).
- Martí N. (2006) Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process: Dissertation.com., USA, 1-22

- Mosier N.; Wyman C., Dale B., Elander R., Lee Y., Holtzapple M. y Landisch M. (2005) Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, **96**(2005), 673-686.
- Penaud V., Delgenés P. y Moletta R. (1999) Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability. *Enzyme and Microbial Technology* **25** (1999) 258 –263
- Sales Márquez, D., L.I.Romero García, C.J. Álvarez Gallego, y L. A. Fernández Guelfo (2009) Pretratamiento Biológico de Residuos Sólidos Orgánicos. España. Patente WO/2009/135967. 12 de noviembre de 2009.
- Sawyer C., McCarty P. y Parklin G. (1994) Química para la Ingeniería Ambiental. 4° ed. Mc Graw Hill México pp
- SMADF, Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (2009) Tírala... .. pero tírala bien. <http://www.sma.df.gob.mx/silatiras/> (último acceso: 30 de Marzo de 2010).
- SMADF, Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (2010) Residuos sólidos <http://www.sma.df.gob.mx/rsolidos/> (último acceso: 17 de Mayo de 2010).
- SMADF, Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. (2008) Agenda Ambiental de la Ciudad de México Gaceta Oficial del Distrito Federal. México, 13 de Febrero de 2008.
- Tchobanoglous G., Theisen H. y ViGil S. (1994) Gestión integral de residuos sólidos. Mc Graw Hill. España, pp
- Velasco S., Romero J. y Paizano A. (2009) Inventario de Residuos Sólidos 2008. Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal. México, 2-25
- Wankat, P. (2008) Ingeniería de procesos de separación. Segunda edición. México: Pearson educación, 738 pp