



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

PROPUESTA DE GESTIÓN PARA LA DISPOSICIÓN FINAL DE LAS BOLSAS  
PLÁSTICAS OXOBIODEGRADABLES DE BAJA DENSIDAD PRESENTES EN  
LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

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

PRESENTA:  
L.Q.I. NEREYDA NOHEMI TREVIÑO MEDINA

TUTOR PRINCIPAL  
DRA. MARÍA TERESA ORTA LEDESMA, INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR  
M.A. I. LANDY IRENE RAMÍREZ BURGOS, FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM  
DR. BERND WEBER, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

MÉXICO, D. F. DICIEMBRE 2016

**JURADO ASIGNADO:**

PRESIDENTE: DR. BERND WEBER

SECRETARIO: M.C. JOSÉ M. MÉNEZ STIVALET

VOCAL: M.A. I. LANDY IRENE RAMÍREZ BURGOS

1 er. SUPLENTE: DRA. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ

2 do. SUPLENTE: DRA. MARÍA TERESA ORTA LEDESMA

Lugares donde se realizó la tesis:

Instituto de Ingeniería, Coordinación de Ingeniería Ambiental, UNAM.  
Laboratorio de Procesamiento de Plásticos de la Facultad de Ingeniería,  
UNAM.  
Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Instituto de Ingeniería, UNAM.

**TUTOR DE TESIS:**

DRA. MARÍA TERESA ORTA LEDESMA

-----  
**FIRMA**

## DEDICATORIA

*En mi vida existen dos torrentes de fuerza,  
igual de potentes pero completamente contrarias: una de ellas  
es pura, inteligente, realista, trabajadora, recta y estricta, cuyos  
descuidos y personalidad fácilmente distraíble, heredé.*

*La otra fuerza me confiere bondad, tenacidad, persistencia,  
calidez, ingenio, solidez y equitatividad, quien me ha demostrado desde chica  
que en la vida se baila sin importar el tipo de música que esté de trasfondo.*

*Gracias Manuel y Norma por ser el mejor ejemplo de lo que significa la palabra amor,  
por apoyarme incondicionalmente en cada una de las etapas de mi vida,  
por estar presente en las buenas y en las malas,  
por enseñarme día con día que la vida no siempre es fácil pero es bastante divertida,  
que los sueños se alcanzan con determinación y disciplina,  
y que el amor y la familia son quienes le dan sentido a mi vida.*

*Gracias por brindarme  
el amor y la fuerza  
necesaria para alcanzar  
cada una de mis metas.*

*“Dicen que todo lo que estamos buscando,  
también nos busca a nosotros y que,  
si nos aferramos fuerte nos encontrará.  
Es algo que lleva mucho tiempo esperándonos.  
En cuanto llegue, no te muevas. Descansa.  
Ya verás lo que ocurre.”*

*¡Gracias mamá!*

## AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad Autónoma Nacional de México** y al **Instituto de Ingeniería**, me enorgullece egresar de esta institución. Gracias por permitirme hacer uso de sus instalaciones y servicios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT). Gracias por la beca otorgada sin la cual no hubiera podido subsistir y cumplir el objetivo.

Quiero reconocer y agradecer el apoyo que me ha brindado la **Dra. María Teresa Orta Ledesma**, por la paciencia que tuvo para conmigo durante estos dos años, por sus enseñanzas y orientación en este proyecto. Me considero afortunada de haber pertenecido a su grupo de trabajo.

A los integrantes de mi comité tutor el **Dr. Weber** y la **Mtra. Landy** por todos los aportes que hicieron a mi trabajo de tesis y por el valioso tiempo que me dedicaron, gracias por los consejos, las sugerencias y la apoyo brindado, pero sobre todo por su disposición a ayudarme siempre que tuve requerimientos técnicos.

A la **Mtra Isaura Yáñez** por aclararme cada una de las dudas que tenía por más insignificante que fuera, por guiarme en cuestiones administrativas y por brindarme una mano amiga siempre que lo necesite.

A la **Dra. Magdalena Trujillo** por mostrar siempre disposición y asistencia, sin su cooperación en esta investigación yo no habría aprendido tanto.

A la **Mtra. Diana Aguirre** por su continua atención hacia el proyecto, por sus aportes, disponibilidad y por siempre mostrar una amabilidad que pocas veces se ve en este ámbito. Gracias por hacer más grato el camino, disfrute mucho nuestras conversaciones.

A mis compañeros y amigos, quienes durante este trayecto mostraron siempre estar a mi lado aún y cuando yo no lo estaba para ellos. Les agradezco a ustedes los consejos, la ayuda, el apoyo, la paciencia, pero sobre todo su amistad incondicional, les aseguro es mutuo. Los quiero mucho.

# ÍNDICE

1.	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	1
1.1.	<b>JUSTIFICACIÓN</b> .....	4
1.2.	<b>HIPÓTESIS</b> .....	4
1.3.	<b>OBJETIVOS</b> .....	4
1.4.	<b>ALCANCES Y LIMITACIONES</b> .....	5
2.	<b>ANTECEDENTES</b> .....	6
3.	<b>MARCO TEÓRICO</b> .....	8
3.1.	<b>LOS PLÁSTICOS, EL MUNDO Y LA CONTAMINACIÓN</b> .....	8
3.2.	<b>POLÍMEROS</b> .....	10
3.3.	<b>BOLSAS DE PLÁSTICO</b> .....	11
3.4.	<b>PLÁSTICOS DEGRADABLES</b> .....	12
3.4.1.	Termodegradación .....	12
3.4.2.	Fotodegradación .....	12
3.4.3.	Biodegradación.....	13
3.4.4.	Oxobiodegradación .....	13
3.5.	<b>BOLSAS DE PLÁSTICO OXOBIODEGRADABLES</b> .....	13
3.5.1.	Aditivos Prodegradantes .....	14
3.6.	<b>RELLENO SANITARIO</b> .....	14
3.6.1.	Digestión Anaerobia.....	15
3.6.1.1.	<i>Etapas de la Digestión Anaerobia</i> .....	16
3.6.1.2.	<i>Intervalos de pH y Alcalinidad</i> .....	18
3.7.	<b>BIOGÁS</b> .....	20
4.	<b>METODOLOGÍA</b> .....	23
4.1.	<b>MATERIALES Y REACTIVOS</b> .....	23
4.2.	<b>FRACCIÓN ORGÁNICA DE RSU E INÓCULO</b> .....	26
4.2.1.	Obtención y Trituración de Fracción Orgánica.....	26
4.2.2.	Caracterización de Fracción Orgánica e Inóculo .....	27
4.3.	<b>PELÍCULA DE POLIETILENO</b> .....	29
4.3.1.	Oxidación Térmica.....	30
4.3.1.1.	<i>Determinación del Índice de Carbonilo</i> .....	30
4.3.2.	Estimación del Porcentaje de Degradación Abiótica .....	31
4.3.3.	Determinación del Peso Molecular .....	32
4.4.	<b>DISEÑO EXPERIMENTAL</b> .....	32
4.5.	<b>REACTORES ANAEROBIOS</b> .....	33
4.5.1.	Estimación del Porcentaje de Biodegradación.....	34
4.5.1.1.	<i>Carbono Total Teórico</i> .....	34
4.5.2.	Balance de Masa .....	35
5.	<b>ANÁLISIS DE RESULTADOS</b> .....	37
5.1.	<b>FRACCIÓN ORGÁNICA DE RSU e INÓCULO ANAEROBIO</b> .....	37
5.2.	<b>PELÍCULA DE POLIETILENO</b> .....	38

5.2.1.	Oxidación Térmica.....	38
5.2.1.1.	<i>Caracterización de Películas Plásticas</i> .....	39
5.3.	<b>REACTORES ANAEROBIOS</b> .....	42
5.3.1.	Carbono Total Teórico de las Películas de Polietileno, Celulosa, Forsu e Inóculo .....	43
5.3.2.	Estimación del Porcentaje de Biodegradación.....	44
5.3.3.	Balance de Masa .....	49
6.	<b>CONCLUSIONES</b> .....	51
	<b>ANEXOS</b> .....	54
	<b>REFERENCIAS</b> .....	57

## ÍNDICE DE TABLAS

### Capítulo 3

<b>Tabla 3. 1.</b> <i>Clasificación, usos y estructura de plásticos.</i> .....	9
<b>Tabla 3. 2.</b> <i>Rango de composición de biogás generado en rellenos sanitarios.</i> .....	22

### Capítulo 4

<b>Tabla 4. 1.</b> <i>Parámetros evaluados para la caracterización de la FORSU y del inóculo.</i> .....	29
<b>Tabla 4. 2.</b> <i>Diseño factorial propuesto en esta investigación.</i> .....	33

### Capítulo 5

<b>Tabla 5. 1.</b> <i>Resultados de la caracterización de la FORSU y del inóculo anaerobio.</i> .....	37
<b>Tabla 5. 2.</b> <i>Relación entre el peso molecular, índice de carbonilo y el porcentaje de degradación abiótica de las películas PE-St.Mn.</i> .....	42
<b>Tabla 5. 3.</b> <i>Valores del porcentaje de carbono y masa de carbono teórico de cada material.</i> .....	44
<b>Tabla 5. 4.</b> <i>Volumen acumulado y producción de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, total de los reactores anaerobios. ..</i>	46
<b>Tabla 5. 5.</b> <i>Análisis de Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) totales posterior al proceso de biodegradación.....</i>	49
<b>Tabla 5. 6.</b> <i>Balance de carbono durante el proceso de biodegradación anaerobia y cálculo del porcentaje de biodegradación (% [BD]).</i> .....	50

## ÍNDICE DE FIGURAS

### Capítulo 3

<b>Figura 3. 1.</b> Formación del polímero a partir de monómeros.....	10
<b>Figura 3. 2.</b> Etapas del proceso de digestión .....	16
<b>Figura 3. 3.</b> Esquema general de las reacciones de la hidrólisis.....	17
<b>Figura 3. 4.</b> Esquema general de las reacciones de la acidogénesis.....	17
<b>Figura 3. 5.</b> Esquema general de las reacciones de la acetogénesis.....	17
<b>Figura 3. 6.</b> Esquema general de las reacciones de la metanogénesis.....	18
<b>Figura 3. 7.</b> Dependencia del pH de la actividad.....	19
<b>Figura 3. 8.</b> Composición óptima de biogás en una celda de relleno sanitario.....	21

### Capítulo 4

<b>Figura 4. 1.</b> Pellets de polietileno (PEBD) 20020 X, PEMEX.....	24
<b>Figura 4. 2.</b> Metodología General.....	25
<b>Figura 4. 3.</b> Procedimiento del muestreo.....	26
<b>Figura 4. 4.</b> (a) Trituradora industrial en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, (b) molino marca “HAMILTON BEACH” y (c) licuadora de mano marca “HAMILTON BEACH”.....	27
<b>Figura 4. 5.</b> Pruebas analíticas para la caracterización físico-química de la FORSU y del inóculo anaerobio.....	28
<b>Figura 4. 6.</b> Mezcla de los pellets de polietileno (PEBD) 20020 X de PEMEX con el estearato de manganeso, y película plástica obtenida.....	29
<b>Figura 4. 7.</b> Máquina de Extrusión del Laboratorio de Procesamiento de Plásticos de la Facultad de Ingeniería, UNAM, y proceso de obtención de las películas plásticas.....	30
<b>Figura 4. 8.</b> Diseño de la cámara de incubación de los reactores anaerobios.....	33
<b>Figura 4. 9.</b> Metodología de balance de masa de los reactores anaerobios.....	36

### Capítulo 5

<b>Figura 5. 1.</b> Horno FELISA en el que se llevó a cabo el pretratamiento térmico de las películas plásticas de PEBD.....	39
<b>Figura 5. 2.</b> Espectrofotómetro de Infrarrojo por Transformada de Fourier (FT-IR) marca “THERMO SCIENTIFIC” ubicado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, en el Instituto de Ingeniería, UNAM.....	40
<b>Figura 5. 3.</b> (a) Comparación de espectros de películas PE-Puro y PE-St.Mn. / (b) Espectro de película PE-Puro / (c) Espectro de película PE-St.Mn.....	40
<b>Figura 5. 4.</b> Proceso de degradación abiótica por termo-oxidación de películas de PE-St.Mn.....	41
<b>Figura 5. 5.</b> (a) Diseño de los reactores anaerobios, (b) reactores anaerobios, (c) probetas invertidas, (d) trampas de agua.....	42
<b>Figura 5. 6.</b> Aspecto físico de las películas plásticas de PE – St.Mn., PE – Puro y el papel bond, después del proceso de biodegradación.....	43
<b>Figura 5. 7.</b> Gráfica de intervalos de A, B, C, D y E, de acuerdo a la prueba estadística de Tukey.....	45
<b>Figura 5. 8.</b> Volumen total de biogás capturado por cada reactor durante el proceso de biodegradación.....	46
<b>Figura 5. 9.</b> Producción de Metano y Dióxido de carbono (mol) total de cada reactor al término del proceso de biodegradación.....	47



## 1. INTRODUCCIÓN

Los materiales plásticos son polímeros, es decir, macromoléculas, que tienen excelentes propiedades: flexibilidad, durabilidad, livianos, versatilidad, no son oxidables y tienen bajo costo. Actualmente se utiliza una cantidad enorme de plásticos, con tendencia a sustituir a los materiales naturales, debido a la ventaja que representan sus propiedades. Las materias primas de las que proceden son: petróleo, carbón, gas natural, entre otros productos químicos. Al ser materiales inertes, no existen mecanismos en la naturaleza para acelerar su degradación, lo cual instituye una importante desventaja a la hora de su disposición final. Se emplean en todo tipo de sectores, desde doméstico, construcción y embalaje, hasta usos agrícolas, electricidad y electrónica, textil, calzado y aditivos. Sus aplicaciones van desde botellas, bandejas, bolsas, platos, tuberías, armarios, piezas de automóviles, trenes, barcos, teléfonos, aparatos electrodomésticos, zapatos, camisas, bolígrafos, etc. La mayoría de los desperdicios producidos por los hogares del mundo proviene de bolsas de plástico y envases utilizados y no reciclados, además de que el perjuicio ambiental es que dichos plásticos, ya sea el polietileno o el propileno, son materiales no biodegradables. (Peralta, 2014)

El principal problema de la basura se centra en el aumento exponencial de producción y en el inapropiado manejo y control de sus impactos. Por una parte, su manejo demanda montos considerables del presupuesto de los ayuntamientos y la disposición final es la única forma de deshacerse de la basura. No hay tratamientos de los residuos y son escasos los programas efectivos de separación, por lo que la mayor parte de la basura termina enterrada en condiciones deplorables y ocasionando altos niveles de contaminación en el sitio y en la región.

En el caso de las bolsas de plástico, el problema ha aumentado considerablemente, lo que multiplica su nocivo impacto ambiental al ser utilizadas una sola vez, lo que genera una masa de residuos no degradables imposibles de controlar. Las bolsas de plástico se han convertido en un foco de alarma para las organizaciones ambientalistas y para gobiernos de muchos países del mundo. Greenpeace, la Fundación Internacional de Protección animal, IFAW por sus siglas en inglés, y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos coinciden en que una bolsa de plástico tarda entre 400 y 1000 años en degradarse, dependiendo de su tamaño y peso, lo que quiere decir que las primeras bolsas que se fabricaron, en los años 50, aún existen y están dispersas, contaminando suelos y mares. México, sin embargo, aún no toma decisiones al respecto y no existe hasta el momento una política pública enfocada a atender este tipo de contaminación. (Marvin, 2013)

Según estimaciones del CEP (Centro Empresarial del Plástico), la producción mundial de Polietileno de Alta Densidad, Polietileno de Baja Densidad en el año 2012 fueron de 836,000 Ton/año y 545,000 Ton/año, respectivamente (Conde, 2012). Por su parte, la Agencia de Protección Ambiental en Estados Unidos informa que, en el mundo, cada persona usa seis bolsas de plástico por semana, 24 al mes y 288 al año. Datos del IFAW y de Greenpeace señalan que cada persona usa la bolsa de plástico un promedio de 12 minutos y sólo 1% se recicla (Castillo, 2014).



Existen dos problemas principales con las bolsas plásticas, primeramente, cuando se termina la vida útil del producto, es desechado y debe ser confinado en diferentes basureros de la ciudad, pero como se degrada muy lentamente, crecen los volúmenes de bolsas que se generan en el país. El segundo problema se refiere a la materia prima empleada para este tipo de productos, pues cada vez el precio de producción del petróleo es más alto. En el Distrito Federal, el secretario de Protección Civil, señaló que la contaminación por bolsas de plástico es el principal problema en temporada de lluvias, debido a que se tiran de manera indiscriminada en las calles y tapan tuberías, cañerías y el drenaje, lo que genera severos encharcamientos e inundaciones. En la Ciudad de México se tienen identificados en el atlas de riesgos 322 puntos de inundaciones y 60% de ellos están ubicados en zonas donde se instalan tianguis y mercados ambulantes. (Castillo, 2014).

El primer país en prohibir las bolsas de plástico fue Bangladesh, tras descubrir que su uso fue el principal causante de las devastadoras inundaciones de 1988 y 1998. En 2002, todas las bolsas de la compra de plástico fueron prohibidas. Actualmente, países como Dinamarca, Finlandia, Irlanda, Italia, Francia, Bangladesh, Bután, Sudáfrica, la India, China, Taiwán, Tanzania, Ruanda, Kenia y Uganda castigan con algún tipo de impuesto o prohíben en algún grado el uso de bolsas de plástico. En Noviembre del 2007, San Francisco prohibió en la ciudad de California, el uso de las bolsas de plástico, convirtiéndose en la primera ciudad estadounidense en aplicar esta medida (Dirksen, 2013).

En 2002, el gobierno irlandés declaró a las bolsas como culpables de constituir uno de los mayores generadores de basura en el país. En abril del mismo año, la administración del país instituyó un impuesto sobre su uso, o "plastax" (acrónimo creado con las palabras "plástico" e "impuesto" en inglés), establecido en 15 céntimos por bolsa. Cinco meses después, el ministro de Medio Ambiente, Martin Cullen, reivindicaba el éxito de la iniciativa y sus efectos sobre el paisaje, que tildó de "claramente visibles". En 2008, el uso de bolsas de plástico ha descendido en un 90%; anualmente, los irlandeses usan ahora 1.000 millones de bolsas de plástico menos (Dirksen, 2013).

De igual manera, en el 2003, el gobierno de Sudáfrica aprobó una de las restricciones más estrictas sobre el uso de las bolsas plásticas hasta el momento: los vendedores que repartan bolsas de plástico de menos de 30 micras de espesor se enfrentan a multas de hasta 100,000 rands (cerca de 9,000 euros) o a sentencias de prisión de hasta 10 años. Las bolsas con más de 30 micras de espesor están exentas, al ser más fáciles de reciclar (Dirksen, 2013).

Por estos motivos, han empezado a surgir en el mercado diferentes alternativas al plástico entre las cuales se pueden mencionar las bolsas hechas a base de algodón, fécula de patata, rafia, entre otras. Estas bolsas son diseñadas para ser reutilizadas para la compra de comestibles y así reducir el impacto de las bolsas de plástico y papel de un solo uso en el medio ambiente. La principal ventaja de estas bolsas es que puede ser utilizada una y otra vez, creando así un impacto positivo en el medio ambiente al reducir la cantidad de residuos de bolsas de plástico, por otro lado, la principal desventaja es el número de bacterias y otros microorganismos que se encuentran en la bolsa. La bolsa puede acumular microorganismos que podrían filtrarse en los alimentos y causar enfermedades. Otras de sus desventajas son que en su fabricación, la emisión de sustancias contaminantes a la atmósfera es alta. Se fabrican en Asia, traerlas a Europa tiene un alto costo, además de las emisiones de los medios de transporte (barcos, trenes...). Las que están hechas de



rafia o cáñamo son difíciles de lavar, con lo que pueden llegar a ser focos de hongos al contaminarse con restos de alimentos (Muñoz, 2011).

Otra de las vías para controlar el volumen de materiales plásticos que se incorporan al medio ambiente cada año es el reciclaje, pero por motivos asociados a diferentes factores como lo es la infraestructura del país, inversión económica, intereses políticos, falta de cultura y educación, hace difícil la buena práctica del reciclaje en México.

Se deberían, entonces, implementar criterios para la producción de productos plásticos que cumplan con normas que garanticen la producción, el buen uso y el desecho de estos materiales, tomando como base los principios de reducción, reciclaje y reutilización. Para de esta manera implementar una adecuada gestión de las bolsas plásticas, cuales sean sus características, y garantizando un ciclo de vida no mayor a 5 años.

Es aquí donde entran en juego las bolsas oxobiodegradables y donde se centra esta investigación. Los materiales plásticos oxobiodegradables se caracterizan por contener aditivos, que presentan sales metálicas como hierro, magnesio, níquel, cobalto, entre otras, que provocan la fragmentación del polímero. Los metales iónicos catalizan el proceso de degradación natural, que en los materiales plásticos es muy lenta, de unos cientos de años a unos pocos meses. Estos aditivos pueden incorporarse a las formulaciones de plásticos convencionales, facilitando el proceso de oxidación del polímero y rompiendo las cadenas en pequeñas moléculas, las cuales se degradan luego por acción biológica. El proceso de degradación puede activarse en un periodo de tiempo determinado y a partir del cual las bolsas plásticas pueden pasar a ser biodegradables y convertirse en agua, dióxido de carbono y biomasa compostable. La característica más importante de estos plásticos, es que la incorporación de estos aditivos no altera la procesabilidad ni desmejoran las propiedades físicas del polímero (Castellón, 2010).



## 1.1. JUSTIFICACIÓN

Actualmente y desde hace varios años, la capacidad de degradación de bolsas oxobiodegradables como residuos sólidos urbanos, en procesos de compostaje y dentro de rellenos sanitarios, ha sido cuestionada. Se ha comprobado que las bolsas oxobiodegradables se degradan alterando sus propiedades mecánicas, bajo ciertas condiciones ambientales de temperatura y radiación solar, en una velocidad mayor que las bolsas de plástico comunes (Chiellini *et al.*, 2006; Massardier *et al.*, 2006; Roy *et al.*, 2006). Dicha degradación provoca la ruptura de las cadenas poliméricas y los fragmentos restantes son biodegradados por la acción de microorganismos. Por lo que el correcto manejo de las bolsas oxobiodegradables en los residuos sólidos urbanos continúa siendo uno de los mayores problemas de contaminación ambiental, ya que actualmente no existe evidencia de que dichas bolsas sean biodegradadas cuando se les dispone en rellenos sanitarios. Mediante este proyecto, se planea proponer la gestión de las bolsas plásticas oxobiodegradables de baja densidad presentes en los rellenos sanitarios de los residuos sólidos urbanos, llevando a cabo ésta investigación, que complementa los resultados obtenidos previamente acerca de la biodegradabilidad de las mismas.

## 1.2. HIPÓTESIS

El uso del aditivo pro-oxidante de estearato de manganeso favorece la biodegradación de las bolsas plásticas de polietileno de baja densidad bajo condiciones anaerobias de relleno sanitario de residuos sólidos urbanos.

## 1.3. OBJETIVOS

### General

Proponer la gestión para la disposición final en México de las bolsas plásticas oxobiodegradables de baja densidad presentes en residuos sólidos urbanos dispuestos en los rellenos sanitarios tomando en cuenta los resultados obtenidos en esta investigación y en previas realizadas por el grupo de trabajo.

### Objetivos Específicos

- ✓ Seleccionar la estación de transferencia de RSU para la obtención de la muestra de FORSU que cumpla con los parámetros de calidad para la producción de biogás.
- ✓ Caracterizar el inóculo idóneo que favorezca la biodegradación de la FORSU.
- ✓ Pretratar películas de polietileno de baja densidad (PEBD) con y sin aditivo, a 50°C durante 12 días para la obtención de un peso molecular menor a 5000g/mol.



- ✓ Realizar pruebas a nivel laboratorio con parámetros predeterminados simulando condiciones de relleno sanitario mediante el montaje de reactores controlados, con fracción orgánica de RSU, inóculo y películas plásticas termo-oxidadas.
- ✓ Obtener el porcentaje de biodegradación de las películas plásticas mediante la medición del biogás producido.

#### **1.4. ALCANCES Y LIMITACIONES**

- ❖ Se evaluará la biodegradación de películas plásticas de 25 micrómetros de grosor con aditivo pro-oxidante de estearato de manganeso, elaboradas para el trabajo de investigación de Roé A. en el 2012. No se considerarán tintas de ningún tipo, ni aditivos antioxidantes contenidos en los productos plásticos. Las películas plásticas que se emplearán fueron fabricadas en un extrusor mono-husillo y calandradas por medio de rodillos, sin soplado.
- ❖ La concentración de las películas plásticas que se utilizarán está definida en la patente en trámite MX/a/2015/003971, producto de la investigación de Roé, 2015.
- ❖ La evaluación de la biodegradación se efectuará en reactores anaerobios a escala laboratorio los cuales simularán las condiciones existentes en un relleno sanitario.



## 2. ANTECEDENTES

El tema de los materiales plásticos oxo-degradables ha ido ganando popularidad en la comunidad científica ya que promete ser una técnica exitosa al momento de tomar control sobre la producción, vida y disposición final de las bolsas de plástico, con lo cual se advierte la cercanía de un futuro con un menor porcentaje de contaminación causado por las bolsas plásticas. Debido a este creciente interés, se han creado publicaciones que evalúan las marcas de aditivos prodegradantes actuales y de mayor renombre, su química, los compuestos presentes en sus formulaciones y sus mecanismos de degradación y biodegradación, así como la toxicidad de estos productos aditivos (Ammala *et al.*, 2011).

En el 2010, Tabone *et al.*, clasificaron varios plásticos basándose en sus impactos ambientales y encontraron que los bioplásticos hechos a base de maíz, soya y otros materiales agrícolas, no siempre superan los plásticos a base de petróleo. El estudio evalúa 12 plásticos usando la herramienta de análisis de ciclo de vida (ACV), así como otros principios “verdes” como el porcentaje en contenido reciclado, biodegradabilidad, precio y transporte de materias primas. El grupo de investigadores concluyeron que los bioplásticos encabezaron la lista cuando se trataba de clasificar los plásticos de acuerdo a los principios “verdes”, pero cuando se trataba de ACV los bioplásticos estaban en un rango medio de la lista de plásticos. Obtuvieron que las poliolefinas, como el polietileno de alta y baja densidad, y el polipropileno, lideraron la lista de ACV a pesar de sus orígenes petroquímicos. El policloruro de vinilo (PVC) junto con el tereftalato de polietileno (PET), mostraron los resultados más bajos en ambas categorías.

Aun así, el campo de los materiales oxo-biodegradables sigue mostrando una falta de credibilidad, a pesar de que la comunidad científica ha comprobado la exitosa degradación de películas de polietileno con aditivos pro-degradantes tanto a nivel laboratorio bajo condiciones específicas como en campo, o mediante la simulación de condiciones ambientales normalmente encontradas en sitios de disposición final, como basureros a cielo abierto. Un ejemplo de esto es la investigación realizada en el año 2006 en la Universidad de Pisa, Italia, por Chiellini *et al.*, en la cual reportaron el efecto de la temperatura y de la humedad relativa en la degradación de películas de polietileno con aditivos pro-oxidantes. La degradación fue evaluada por análisis gravimétrico, se evaluó el índice de carbonilo mediante espectrometría infrarroja con transformada de Fourier, FTIR por sus siglas en inglés, y el peso molecular se evaluó por cromatografía de exclusión por tamaños, SEC por sus siglas en inglés. Los resultados obtenidos muestran a los 42 días de oxidación un incremento agudo a la adsorción en la región carbonilo, lo cual indica la presencia de productos de la oxidación. Se encontró también una disminución en el ángulo de contacto, indicando el avance del proceso de degradación. En este trabajo se concluyó que el aditivo prodegradante contribuye a la degradación de la matriz polimérica y que la temperatura y la humedad relativa juegan un papel importante en la velocidad de la degradación, más no en el nivel final de oxidación.

En el año 2011, en el Departamento de Gestión e Ingeniería Agrícola, ubicada en Atenas, Grecia, Briassoulis *et al.*, llevó a cabo una investigación en la cual estudió la degradación fotoquímica de películas de polietileno lineal de baja densidad con aditivo pro-oxidante, enfocándose en el efecto



que tienen el tiempo de exposición, la temperatura y la radiación con luz ultravioleta (UV). Los resultados obtenidos indican que tanto en el laboratorio bajo condiciones controladas como en el campo, las películas de PELBD con aditivo prodegradante muestran una degradación en un tiempo mucho más corto que las películas de PELBD convencionales. Se encontró también que los aditivos inducen una abrupta pero controlable oxidación fotoquímica en presencia de luz ultravioleta (UV), combinada con calor. Las propiedades que sufrieron una mayor afectación en el caso de las películas con aditivo pro-oxidante, fueron la reducción de la elongación hasta el punto de quiebre así como su composición química, lo cual fue comprobado visualmente en las pruebas en campo, donde las películas con aditivo mostraron grietas y una fragmentación severa, las cuales al poco tiempo se destruyeron completamente. A pesar de esto, los fragmentos de las películas sufrieron una biodegradación baja durante el período de cultivo, por lo que el autor precisa que la biodegradación de los subproductos de la oxidación es factible, pero puede tomar más tiempo del provisto.

Algunos de los aditivos más utilizados son estearatos de metales de transición, entre los metales más comúnmente empleados están el Hierro, el Cobalto y el Manganeseo. El uso de estos metales en la fabricación de aditivos pro-oxidantes se debe a su efectividad en la degradación de las cadenas poliméricas. En el 2013, la Universidad Autónoma de Madrid (UAM), encabezó una investigación en donde Abrusci *et al.*, examinaron el efecto de los estearatos de Hierro, Cobalto y Manganeseo, en la degradación fotoquímica y térmica de polietileno de baja densidad. La actividad de los estearatos se evaluó por espectroscopía infrarroja, quimioluminiscencia y determinación de peso molecular de las películas de polietileno. En la segunda parte del estudio, una mezcla de tres microorganismos (*Bacillus cereus*, *Bacillus megaterium* y *Bacillus subtilis*) fue utilizada para comprobar la biodegradabilidad, durante 90 días a 45°C. La biodegradabilidad de las muestras fue evaluada mediante la medición del CO<sub>2</sub>. Los resultados obtenidos muestran una biodegradación altamente efectiva por parte de las películas de polietileno, con los aditivos de estearatos, en el orden de LDPE-Co > LDPE-Mn > LDPE-Fe. En este trabajo se obtuvo la mayor eficacia de biodegradación que se ha reportado (43.6%, 59.2%, 51.2% y 41.5%), mostrando porcentajes de biodegradación superiores a los reportados por Hadad, *et al.* (2005) en donde reportaron un porcentaje máximo de biodegradación de 17 a 24%.

Recientemente, en el presente año (2014), en la Universidad Federal de Río Grande del Sur, ubicada en Puerto Alegre, Brazil, Bonan *et al.*, evaluó la influencia de un aditivo pro-oxidante y la degradación de muestras de polietileno en una muestra de suelo simulado conformado por arena, tierra vegetal y estiércol de caballo. Las películas se caracterizaron por análisis de microscopía electrónica de barrido (SEM) y por índice de carbonilo (FTIR). Las películas se expusieron por 30, 60 y 90 días en el suelo simulado, con humedad y pH controlado. Los resultados obtenidos comprueban una mayor degradación por parte de las películas de polietileno con aditivo en comparación con las películas sin aditivo, las cuales mostraron una modificación estructural y superficial menor. Se concluyó que es posible la biodegradación de películas de polietileno en suelos, advirtiendo que es un proceso lento. En las muestras de polietileno con aditivo, se observó la adherencia y la colonización de algunos microorganismos, erosión de la superficie y presencia de cuerpos fructíferos e hifa, las cuales son características que indican la biodegradación de las películas poliméricas.

### 3. MARCO TEÓRICO

El aumento desproporcionado en la generación de desechos sólidos está asociado a tres factores:

- Población
- Cultura
- Economía

En cuanto a la población se refiere, el crecimiento de las grandes ciudades juega un papel importante en el aspecto de los desechos sólidos, ya que conforme aumenta el número de habitantes en el planeta, aumenta la generación de residuos que se generan, y por el contrario, la eficiencia de los programas y sistemas de recolección se han quedado estancados, dejando a su paso cada vez más cantidad de basura que no cumple con la normativa de disposición final.

Raúl Villegas Barrientos, Titular de la Dirección de Ecología del gobierno municipal, aseguró que no existe una cultura de reciclaje y separación de basura (Castellón, 2010). El problema reside también en la falta de cultura y concientización, en la educación que se proporciona desde hogares y escuelas. “Uno de los grandes problemas a los que nos enfrentamos es que en México no se tiene el total control de los residuos que se generan, sigue habiendo tiraderos a cielo abierto, residuos regados en las calles, lo cual no permite que haya un correcto confinamiento y por tanto no permite generar un relleno sanitario con las condiciones adecuadas para producir energía”, dijo Pandal Moreno, del CIDAC (Castellón, 2010).

En cuanto a la economía, la basura en México es un negocio nuevo en comparación con otros países como Alemania, que a Diciembre de 2013 registró el mayor número de plantas generadoras de biogás en Europa, alcanzando ocho mil 700 plantas instaladas. En la ciudad de México se generan diariamente 12 mil toneladas de residuos que podrían abastecer un sistema eléctrico de 200 millones de watts, principalmente para iluminación pública, así como para transporte público como el Metro, en 200 mil hogares o para otras funciones (Hernández y Patiño, 2014). Sin embargo, en México hoy en día, el procesamiento y la separación selectiva de la basura no se consideran como sustituto para los recursos energéticos primarios, y es un problema que viene desde la gestión de los residuos, esto principalmente por el exceso de trámites y la falta de financiamiento de organismos públicos.

#### 3.1. LOS PLÁSTICOS, EL MUNDO Y LA CONTAMINACIÓN

Los plásticos son sustancias químicas sintéticas denominadas polímeros, de estructura macromolecular que puede ser moldeada mediante calor o presión y cuyo componente principal es el carbono. Estos polímeros son grandes agrupaciones de monómeros unidos mediante un proceso químico llamado polimerización. Los plásticos proporcionan el balance necesario de propiedades que no pueden lograrse con otros materiales por ejemplo: color, poco peso, tacto agradable y resistencia a la degradación ambiental y biológica (Kiener, 2010).



Los consumidores utilizan plásticos para sus diferentes intenciones y después los desechan, terminando en vertederos, tapando alcantarillas o matando animales. Debido a que los plásticos toman tanto tiempo en descomponerse el deterioro ambiental va en aumento. Plásticos de un solo uso se utilizan para muchos fines, lo que lleva a una gran cantidad de residuos plásticos sin ningún lugar donde desecharlos.

**Tabla 3. 1.** Clasificación, usos y estructura de plásticos.

TERMOPLÁSTICOS			APLICACIONES	POLÍMERO
Polietileno Tereftalato	PET		Botellas, envasado de productos alimenticios, refuerzos neumáticos de coches.	
Polietileno de alta densidad	PEAD		Botellas para productos alimenticios y detergentes, contenedores, juguetes, bolsas, embalajes y film, láminas y tuberías.	
Policloruro de Vinilo	PVC		Marcos de ventanas, tuberías rígidas, revestimientos para suelos, botellas, cables aislantes, tarjetas de crédito, productos de uso sanitario.	
Polietileno de baja densidad	PEBD		Film adhesivo, bolsas, recubrimientos de contenedores flexibles, tuberías para riego.	
Polipropileno	PP		Envases para productos alimenticios, cajas, tapones, piezas de automóviles, alfombras y componentes eléctricos.	
Poliestireno	PS		Botellas, vasos de yogures, recubrimientos.	

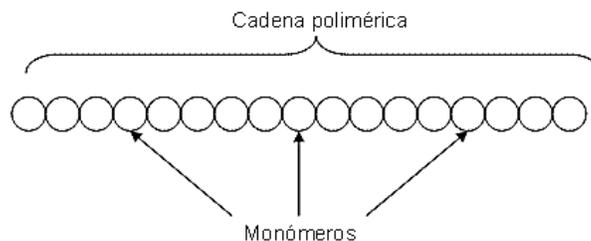
(Recuperado de: [www.itsteziutlan.edu.mx](http://www.itsteziutlan.edu.mx), 2010)

La mala disposición de las bolsas de plástico obstruyen alcantarillado, lo que lleva a inundaciones durante las temporadas de lluvias, provocando que familias enteras se queden sin hogares, y algunas veces, las vidas de seres humanos. Las bolsas plásticas que llegan al alcantarillado continúan moviéndose hasta llegar a grandes cuerpos de agua como ríos, lagos y océanos. Una vez en los océanos, las bolsas y los productos plásticos asfixian y matan animales. En el Gran Parche de Basura del Pacífico, una región en el Océano Pacífico donde las corrientes se unen y forman un remolino de basura, hay cerca de tres millones y medio de toneladas de residuos plásticos donde predominan mayoritariamente las bolsas de plástico (Norlander, 2010).

Ha habido esfuerzos e iniciativas para reducir el uso de plásticos y promover su reciclado. Algunos supermercados le cobran a sus clientes las bolsas plásticas, y en ciertos sitios se utilizan materiales más eficientes reutilizables o biodegradables en vez de plásticos. Algunas comunidades y negocios han decretado una prohibición sobre algunos elementos comúnmente usados de plástico, tales como agua embotellada y bolsas de plástico.

### 3.2. POLÍMEROS

Los polímeros se producen por la unión de cientos de miles de moléculas pequeñas denominadas monómeros que forman enormes cadenas de las formas más diversas. La unión de estos monómeros forman largas cadenas de alto peso molecular, el cual oscila entre  $10^4$  y  $10^7$  g/mol (Painter *et al.*, 2009).



(Recuperado de: [qumicabadixaquia.blogspot.mx](http://qumicabadixaquia.blogspot.mx), 2013)

**Figura 3. 1.** Formación del polímero a partir de monómeros.

Los polímeros pueden ser clasificados según el monómero base, en esta clasificación se considera el origen del monómero del cual parte la producción del polímero (Maier, 2011).

- Naturales: Son los polímeros cuyos monómeros son derivados de productos de origen natural con ciertas características como, por ejemplo, la celulosa, la caseína y el caucho.
- Sintéticos: Son aquellos que tienen origen en productos elaborados por el hombre, principalmente derivados del petróleo como lo son las bolsas de polietileno.



Existen polímeros naturales de gran significación comercial como el algodón, formado por fibras de celulosas. La celulosa se encuentra en la madera y en los tallos de muchas plantas, y se emplea para hacer telas y papel. La seda es otro polímero natural muy apreciado y es una poliamida semejante al nylon. La lana, proteína del pelo de las ovejas, es otro ejemplo. Los polímeros sintéticos son aquellos que son obtenidos en laboratorio o en la industria. Algunos ejemplos de polímeros sintéticos son el nylon, el poliestireno, el policloruro de vinilo (PVC), el polietileno, etc. Los Polímeros sintéticos son creados por el hombre a partir de elementos propios de la naturaleza para funciones específicas y poseen características para cumplir estas mismas (Maier, 2011).

### 3.3. BOLSAS DE PLÁSTICO

La bolsa de plástico es una de las formas más comunes de acondicionamiento de la basura doméstica y, a través de su decoración con los símbolos de las marcas, constituyen una forma barata de publicidad para las tiendas que las distribuyen (Blesa, 2015). Las bolsas de plástico pueden estar hechas de:

- polietileno de baja densidad (PEBD),
- polietileno lineal de baja densidad (PELBD),
- polietileno de alta densidad (PEAD),
- polipropileno (PP),
- polímero de plástico no biodegradable.

La mala disposición de las bolsas de plástico es un problema no sólo para el medio ambiente, sino también para los seres humanos. Las bolsas de plástico, aparte de ser flexibles y duraderas, tienen la habilidad de absorber los productos químicos tóxicos que no son disueltos en el agua. Esto quiere decir que cuando una bolsa de plástico entra en contacto con una fuente de agua que ha sido contaminada por Dicloro difenil tricloroetano (DDT), el cual es un compuesto organoclorado principal en los insecticidas, o por compuestos Policlorobifenilos (PCB), los cuales son compuestos organoclorados con diferentes usos en la industria, el plástico de las bolsas absorberá los productos químicos (Greenpeace International, 2016). Si el plancton u otros peces confunden estas bolsas plásticas con alimento, los productos químicos se mueven hacia arriba en la cadena alimenticia con el potencial de perjudicar a los seres humanos.

El uso excesivo de las bolsas de plástico y las consecuencias que se derivan de ello son perpetrados por la falta de alternativas ecológicas a las bolsas plásticas, y por la incapacidad de los plásticos para ser reciclados de una manera eficiente. Las bolsas de plástico constituyen un elemento básico en la forma de vida de las personas, y se ha propuesto muchas veces utilizar bolsas de papel como una alternativa, esto reduciría la contaminación neta y los peligros químicos relacionados, pero las bolsas de papel utilizan más gases de efecto invernadero en su fabricación y suministro. Se necesita 70% más de energía para la producción de las bolsas de papel y 91% más energía para su reciclaje.

La industria de los plásticos y los consumidores son los principales responsables de la enorme cantidad de bolsas plásticas que hoy en día contaminan el planeta, siendo la industria quien



contribuye en mayor proporción, es entonces que éstas debieran de asumir el compromiso ético que involucra el ciclo de vida de sus productos y su disposición final. Esta resolución por parte del productor debe ser incorporada en la forma en que se producen y se eliminan las bolsas de plástico (Kiener, 2010).

### 3.4. PLÁSTICOS DEGRADABLES

Para solucionar los problemas antes mencionados, se busca establecer acciones y estrategias para minimizar el uso de las bolsas de plástico. Estas acciones generalmente buscan la prevención de la generación de residuos y la rápida asimilación natural una vez terminada su vida útil mediante la degradación de los plásticos en un tiempo más corto que los materiales convencionales. Estos plásticos degradables son diseñados para retener cierta funcionalidad de plástico convencional para la vida del servicio requerido, pero se degradan en productos no tóxicos una vez ubicados en un relleno sanitario.

La característica de degradación es iniciada en el momento de la extrusión del material, a través de la incorporación de una pequeña cantidad de un aditivo pro-oxidante. Tal aditivo funciona a través de la descomposición de las ligaduras carbono-carbono en el plástico, lo que lleva a una disminución del peso molecular y, al final, una pérdida de resistencia y otras propiedades. Son utilizados estabilizantes para garantizar una vida útil suficientemente larga para cada aplicación específica (Plásticos Degradables S.A. de C.V., 2010).

#### 3.4.1. TERMODEGRADACIÓN

Este tipo de degradación ocurre por la presencia del calor, lo que causa un deterioro molecular de los polímeros. Los componentes de la cadena polimérica comienzan a separarse y a reaccionar entre sí. Las reacciones químicas que se producen conllevan a cambios físicos y químicos de las propiedades originales. La degradación térmica generalmente involucra cambios en el peso molecular y su distribución, reducción de la ductilidad, fragilización, cambios en el color, fracturas y reducción general de la mayoría de las propiedades deseadas (Olayan *et al.*, 1996)

#### 3.4.2. FOTODEGRADACIÓN

La mayoría de los materiales plásticos sufren un envejecimiento que lleva asociado una merma en sus propiedades cuando son sometidos durante largos períodos de tiempo a la radiación luminosa. Este envejecimiento se atribuye a una reacción de fotooxidación térmica en cadena producida por la radiación luminosa de mayor energía correspondiente a una longitud de onda comprendida entre 290 y 350 nanómetros, en la que se generan grupos carbonilo. Estos grupos son los que desencadenan las reacciones degradativas del plástico. (Ammala *et al.*, 2011)



### 3.4.3. BIODEGRADACIÓN

En el caso referido a los plásticos, el concepto de la biodegradación se establece como la conversión de todos los constituyentes del plástico a dióxido de carbono, sales inorgánicas, componentes celulares y micelas correspondientes de las materias naturales. A partir de esta definición se obtiene el concepto de que los plásticos biodegradables son materiales de los cuales su integridad física y sus propiedades físicas desaparecen en contacto con la actividad bacteriana o incluso con la acción ambiental durante un periodo de tiempo limitado. Así pues el deterioro debido a la acción ambiental es una consecuencia inevitable de la biodegradación (Limón, 2001).

Para facilitar la biodegradación, suelen incorporarse al material polímeros naturales como el almidón o celulosa, ya que, al degradarse primeramente, dejan huecos y porosidades en el plástico que favorecen el desmoronamiento y degradación de aquellos. Estos polímeros naturales se degradan por reacciones de hidrólisis seguidas de oxidación posterior (Limón, 2001).

### 3.4.4. OXOBIODEGRADACIÓN

El término oxobiodegradación se utiliza para describir el proceso de degradación de polímeros en dos etapas. La primera etapa involucra la reacción del oxígeno atmosférico con el polímero. La cadena de carbono del polímero es oxidada resultando en la formación de pequeños fragmentos de moléculas, esta etapa de la oxobiodegradación es un proceso abiótico. La incorporación del oxígeno a la cadena polimérica resulta en la formación de grupos funcionales como por ejemplo ácidos carboxílicos, ésteres, así como aldehídos y alcoholes. El hidrocarburo polimérico cambia su comportamiento de hidrófobo a hidrófilo, por lo que permite que el polímero fragmentado absorba agua (Ammala *et al.*, 2011).

La segunda etapa es la biodegradación de los productos oxidativos por microorganismos (bacterias, fungi y algas) que consume los fragmentos de la cadena de carbono, formando, dependiendo de las condiciones del proceso, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>O y biomasa. La primera etapa de la oxo-biodegradación, la degradación oxidativa, puede ser acelerada mediante el uso de luz ultravioleta (UV) o por el uso de calor. La oxidación abiótica inicial es una etapa importante del proceso ya que determina la velocidad de todo el proceso (Ammala *et al.*, 2011).

## 3.5. BOLSAS DE PLÁSTICO OXOBIODEGRADABLES

Las bolsas de plástico oxobiodegradables son polímeros de origen fósil al cual fue añadido un agente pro-oxidante que permite su oxidación en un tiempo más rápido que el convencional. Los plásticos oxobiodegradables se degradan con la presencia de oxígeno en una escala temporal que puede ser determinada aproximadamente por la formulación química que se agrega al plástico convencional durante la fabricación. Algunos ejemplos de materiales plásticos que contienen agentes pro-oxidantes son el polietileno de alta y baja densidad (PEAD y PEBD), el polietileno lineal de baja densidad (PELBD) y el polipropileno (PP) (Ojeda, 2011).



En general, al final de su vida útil, las bolsas oxobiodegradables pueden ser utilizadas para composta o dispuestas en rellenos sanitarios. La composta puede realizarse por granjeros o mediante plantas de compostaje. Si la disposición final de estas bolsas es un relleno sanitario, no habrá costos de manejo (Kyrikou *et al.*, 2011).

### 3.5.1. ADITIVOS PRODEGRADANTES

Un aditivo prodegradante es un material que es capaz de acelerar la reacción del plástico con el oxígeno atmosférico, incorporando átomos de oxígeno a la cadena polimérica. Estos aditivos que aceleran el proceso de oxidación y que promueven la biodegradación son llamados prodegradantes. Los aditivos más reportados son los que están hechos con iones de metales de transición. Los metales de transición más comúnmente utilizados como agentes pro-oxidantes incluyen el hierro, el cobalto y el manganeso. El hierro es altamente efectivo en la aceleración de la fotodegradación, mientras que el manganeso y el cobalto son sensibles a la termodegradación (Ammala *et al.*, 2011).

Hoy en día se cuenta con algunas marcas de aditivos pro-degradantes, entre las cuales se pueden mencionar TDPA, Renatura, Reverte, AddiFlex, d<sub>2</sub>W y Scott-Gilead Technology. Los plásticos con aditivo TDPA (Aditivo Polimérico Totalmente Degradable) son degradables por la acción de la luz solar y también son compostables. Este aditivo puede ser incorporado a diferentes plásticos como el PEBD, el PEBDL, el PEAD, el polipropileno y el poliestireno. La adición de entre 2% y 3% en peso de este aditivo produce la degradación del plástico en un período de tiempo de entre 20 y 36 meses, si el material está sujeto a las condiciones apropiadas (Ammala *et al.*, 2011).

La marca Renatura utiliza una mezcla entre un metal pro-oxidante (estearato de hierro), antioxidantes y elementos que absorben radiación UV. Se emplea en porcentajes de aproximadamente 2% en peso, que pueden añadirse en el proceso normal de manufactura. Este aditivo tiene mayor duración de vida comparado con otros aditivos debido a la mezcla con estabilizadores. Mientras que Reverte es un aditivo constituido por un fotoinhibidor, un ion pro-oxidante y aditivos orgánicos que promueven la degradación por microorganismos. El aditivo AddiFlex promueve la degradación térmica utilizando carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>) en su formulación. El aditivo d<sub>2</sub>W es degradable solamente en condiciones anaerobias y se añade en cantidades del 1% al 3% en peso. Contiene sales metálicas de manganeso y estabilizantes en diferentes proporciones para producir diferentes tiempos de estabilidad (Ammala *et al.*, 2011).

### 3.6. RELLENO SANITARIO

El relleno sanitario es una técnica de disposición final de los residuos sólidos en el suelo que utiliza principios de ingeniería para confinar la basura en un área lo más estrecha posible, cubriéndola con capas de tierra diariamente y compactándola para reducir su volumen. Además, prevé los problemas que puedan causar los líquidos y gases producidos por efecto de la descomposición de la materia orgánica (Santos y Colmenares, 2007).



Los rellenos sanitarios cuentan con entradas y salidas de materia, si lo consideramos como un reactor biológico. En las entradas se tienen residuos sólidos urbanos y agua, y en las salidas se tiene los biogases producidos y los lixiviados. Los residuos, especialmente los orgánicos, al ser compactados liberan agua y líquidos orgánicos, contenidos en su interior, que escurren hacia la base de la celda, los cuales son en parte lentamente recuperados por la basura al cesar la presión de la maquinaria. Por otra parte, la descomposición biológica rápidamente comienza actuar en un relleno sanitario, produciendo cambios en la materia orgánica, primero de sólidos a líquido y luego de líquido a gas, pero es la fase de licuefacción la que ayuda a incrementar el contenido de líquido en el relleno, y a la vez su potencial contaminante. En ese momento se puede considerar que las basuras están completamente saturadas y cualquier agua, ya sea subterránea o superficial, que se infiltre en el relleno, lixiviará a través de los desechos arrastrando consigo sólidos en suspensión, la humedad intrínseca y compuestos orgánicos en solución. Esta mezcla heterogénea, de un elevado potencial contaminante, es lo que se denomina lixiviados o líquidos percolados (Santos y Colmenares, 2007).

El biogás es el principal producto de la degradación de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) por efecto de la actividad microbiana. Está principalmente constituido por metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Algunos otros constituyentes de los gases emitidos incluyen nitrógeno y oxígeno atmosférico, amoníaco y otros compuestos orgánicos en cantidades traza. La actividad biológica dentro de un relleno sanitario se presenta en dos etapas relativamente bien definidas (Santos y Colmenares, 2007):

- Fase aerobia: Inicialmente, parte del material orgánico presente en la basura es metabolizado aeróbicamente, produciéndose un fuerte aumento en la temperatura. Los productos que caracterizan esta etapa son el dióxido de carbono, agua, nitritos y nitratos.
- Fase anaerobia: A medida que el oxígeno disponible se va agotando, los organismos facultativos y anaeróbicos empiezan a predominar y proceden con la descomposición de la materia orgánica, pero más lentamente que la primera etapa. Los productos que caracterizan esta etapa son el dióxido de carbono, ácidos orgánicos, nitrógeno, amoníaco, hidrógeno, metano, compuestos sulfurados y sulfitos de fierro, manganeso e hidrógeno.

### 3.6.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno que da lugar a una mezcla de gases conocida como "biogás" y a una suspensión acuosa o "lodo" que contiene los componentes difíciles de degradar y los minerales inicialmente presentes en la biomasa. El producto principal de este proceso es una mezcla gaseosa de metano (50 a 70%) y dióxido de carbono (30 a 50%), con pequeñas proporciones de otros componentes (nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno), cuya composición depende tanto de la materia prima como del proceso en sí (Fernández *et al.*, 2010; Burke, 2001; Angelidaki *et al.*, 1993). La cantidad de gas producido es muy variable, aunque generalmente oscila alrededor de los 350 L/kg de sólidos degradables, con un contenido en metano del 70% (Sandoval *et al.*, 2007). El biogás producido mediante la digestión de los residuos



orgánicos es utilizado directamente como combustible para automóviles o para la producción de electricidad (Burke, 2001). En los últimos años el proceso de digestión anaerobia se ha presentado como una de las principales opciones para el manejo sustentable de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) gracias a su alta recuperación de energía y su limitado impacto al ambiente (Mata-Álvarez *et al.*, 2000).

Las variables que influyen en el proceso son las siguientes:

- Temperatura: se encuentra un funcionamiento óptimo alrededor de los 35 °C.
- Acidez: determina la cantidad y el porcentaje de metano en el biogás, habiéndose encontrado que el valor óptimo de pH oscila entre 6,6 y 7,6.
- Contenido en sólidos: se suele operar en mejores condiciones con menos de un 10% en sólidos, lo que explica que la biomasa más adecuada sea la de alto contenido en humedad.
- Nutrientes: para el crecimiento y la actividad de las bacterias, éstas tienen que disponer de carbono, nitrógeno, fósforo, azufre y algunas sales minerales.
- Tóxicos: aparte del oxígeno, inhiben la digestión, concentraciones elevadas de amoníaco, sales minerales y algunas sustancias orgánicas como detergentes y plaguicidas.

### 3.6.1.1. ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

El proceso de digestión anaerobia se divide en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Castañeda, 2007).

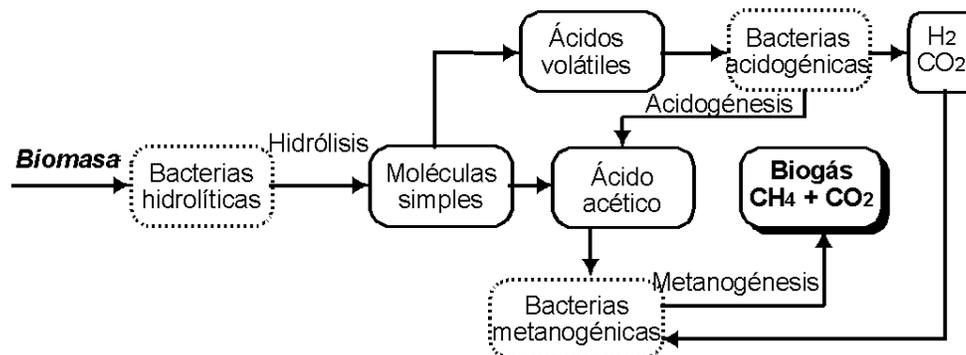


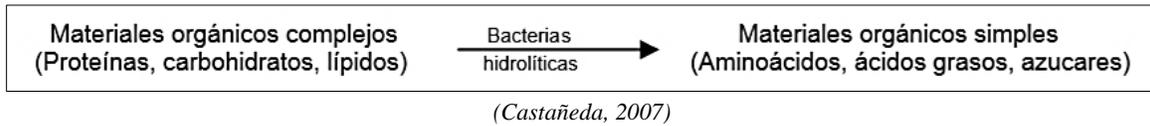
Figura 3. 2. Etapas del proceso de digestión anaerobia (Friedrich, 2014)

### HIDRÓLISIS

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos, por lo tanto el primer paso de la digestión anaerobia de los RSO es la hidrólisis de compuestos de alto peso molecular (proteínas, polisacáridos y lípidos) en moléculas más sencillas. La hidrólisis de los



RSO es llevada a cabo por enzimas extracelulares excretadas por los microorganismos fermentativos.

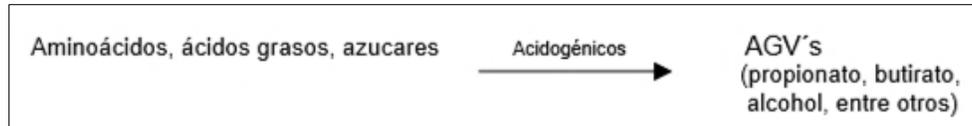


**Figura 3. 3.** Esquema general de las reacciones de la hidrólisis.

La etapa hidrolítica puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso global, sobre todo tratándose de residuos con alto contenido en sólidos. Incluso en casos donde las fases acidogénicas o metanogénicas son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar al conjunto del proceso.

### ACIDOGÉNESIS

En esta segunda fase los materiales orgánicos simples son convertidos a Ácidos Grasos Volátiles (AGV), alcoholes, cetonas, aldehídos, agua, formato, acetato, dióxido de carbono e hidrogeno por acción de las bacterias acidogénicas, ocasionando que disminuya el pH por debajo de 6.8.

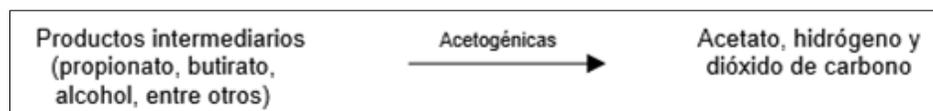


(Castañeda., 2007)

**Figura 3. 4.** Esquema general de las reacciones de la acidogénesis.

### ACETOGÉNESIS

En esta tercera fase los productos resultantes de la acidogénesis son convertidos en ácido acético, formato, hidrógeno y dióxido de carbono. Esta conversión procede de la acción de las bacterias acetogénicas obligadas a producir hidrógeno.

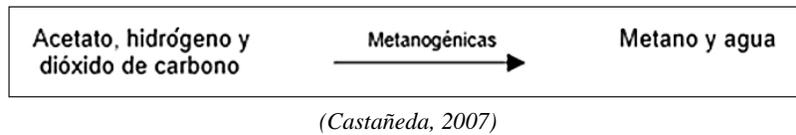


(Castañeda, 2007)

**Figura 3. 5.** Esquema general de las reacciones de la acetogénesis.

### METANOGENESIS

La cuarta fase o también llamada metanogénica intervienen las bacterias metanogénicas que aumentan los valores de pH a 7.4, a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente.



**Figura 3. 6.** Esquema general de las reacciones de la metanogénesis.

En esta fase final de la digestión anaerobia los sustratos como el acetato, hidrogeno y dióxido de carbono son transformados a metano y agua (Castañeda, 2007).

#### 3.6.1.2. INTERVALOS DE pH Y ALCALINIDAD

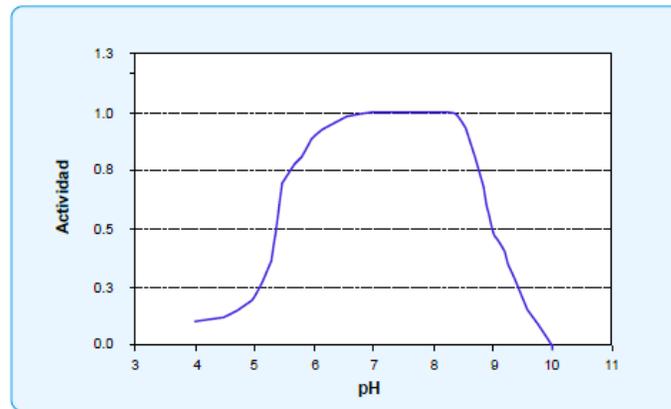
El proceso anaerobio se afecta adversamente con pequeños cambios en los niveles de pH (que se encuentran fuera del rango óptimo). Los organismos metanogénicos son más susceptibles a las variaciones de pH que los otros microorganismos de la comunidad microbiana anaerobia. Los diferentes bacterianos presentes en el proceso de digestión anaeróbica presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad. El óptimo es entre 5.5 y 6.5 para acetogénicos y entre 7.8 y 8.2 para metanogénicos. El pH óptimo para cultivos mixtos se encuentra en el rango entre 6.8 y 7.4, siendo el pH neutro el ideal. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6.0 ni subir de 8.0. El valor de pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás sino también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso del pH a valores inferiores a 6 es que el biogás generado es muy pobre en metano y, por tanto, tiene menores cualidades energéticas. Debido a que la metanogénesis se considera la etapa limitante del proceso, es necesario mantener el pH del sistema cercano a la neutralidad. Los acidogénicos son significativamente menos sensibles a valores más extremos de pH. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

Los valores de pH bajos reducen la actividad de los microorganismos metanogénicos, provocando la acumulación de ácido acético y H<sub>2</sub>. Al aumentar la presión parcial del H<sub>2</sub>, las bacterias que degradan el ácido propiónico serán severamente inhibidas, causando una excesiva acumulación de ácidos grasos volátiles de alto peso molecular, particularmente ácidos propiónico (74.08 g/mol) y butírico (88.11 g/mol), los cual disminuirá la producción de ácido acético, generando una disminución del pH. Si la situación no se corrige, el proceso eventualmente fallará. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

Por otra parte, el pH afecta a los diferentes equilibrios químicos existentes en el medio, pudiendo desplazarlos hacia la formación de un determinado componente que tenga influencia en el proceso.

Este es el caso de los equilibrios ácido-base del amoníaco y del ácido acético: Al aumentar el pH se favorece la formación de amoníaco que, en elevadas concentraciones, es inhibidor del crecimiento microbiano y a valores de pH bajos se genera mayoritariamente la forma no ionizada del ácido acético, que inhibe el mecanismo de degradación del propionato. La drástica caída de la actividad metanogénica sobre el pH 8.0 se puede deber a cambios de  $\text{NH}_4^+$  a formas más tóxicas no iónicas de  $\text{NH}_3$ . (Figura 3. 7)



(Speece, 1996)

**Figura 3. 7.** Dependencia del pH de la actividad metanogénica.

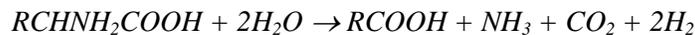
En los procesos anaeróbicos, la caída del pH es causada frecuentemente por la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) y/o por la excesiva acumulación de dióxido de carbono. Una de las primeras opciones para resolver el problema es reducir la tasa de carga orgánica volumétrica, hasta el punto en el cual los AGV se consuman más rápido de lo que se generan. Una vez que el exceso de AGV se ha agotado, el pH del sistema retorna a los rangos de operación normales y la metanogénesis comienza a repuntar. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

La carga orgánica volumétrica puede incrementarse gradualmente a medida que el proceso se recupera, hasta completar la capacidad de carga. En circunstancias extremas, además de la disminución de la carga orgánica volumétrica se puede suplementar algún químico para ajustar el pH. Otra opción recientemente explorada consiste en la dosificación periódica de oxígeno en el sistema anaeróbico. La oxigenación limitada contribuye a eliminar drásticamente el exceso de AGV a través de los microorganismos facultativos. Estos microorganismos son menos susceptibles a cambios en el pH. Debido a que los metanogénicos son vulnerables a cambios bruscos en el pH fuera del rango óptimo, el sistema anaeróbico requiere una capacidad buffer suficiente (alcalinidad) para mitigar los cambios en el pH. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

El pH de un sistema anaeróbico, operando dentro de los rangos aceptables, es controlado principalmente por la alcalinidad natural del sistema. La destrucción de la materia orgánica, principalmente las proteínas, liberan amoníaco. Cada mol de nitrógeno orgánico teóricamente



genera un equivalente de alcalinidad. El amoníaco reacciona con el dióxido de carbono durante una reacción bioquímica para producir bicarbonato de amonio, el cual contribuye a la alcalinidad del sistema, tal como muestran las siguientes ecuaciones (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011):



Sólo los residuos que presentan altos contenidos de nitrógeno orgánico (e.g. proteínas) pueden contribuir adecuadamente a la alcalinidad. Muchos residuos ricos en carbohidratos (e.g. melasa, papa, almidón) no contribuyen a la alcalinidad porque carecen de nitrógeno orgánico. Por lo tanto, la digestión anaeróbica de aquellos residuos orgánicos requiere la suplementación de alcalinidad. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

Cuando los AGV comienzan a acumularse en el reactor anaeróbico, estos son neutralizados por la alcalinidad presente en el reactor y mantienen el pH estable tal como se muestra en la siguiente ecuación:



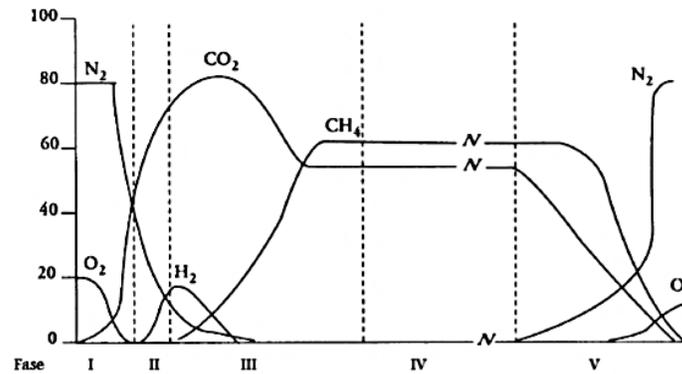
En muchos casos, para mantener el pH óptimo en el reactor, es necesaria la suplementación de alcalinidad utilizando reactivos tales como bicarbonato de sodio, carbonato de sodio, hidróxido de amonio, gas amoníaco, cal, hidróxido de sodio y potasio. Se prefiere el bicarbonato de sodio debido a su alta solubilidad y baja toxicidad. Es importante considerar que en forma frecuente, el pH se utiliza como un parámetro para evaluar la correcta operación del sistema. Sin embargo, debido a que el efluente entra en contacto con el ambiente, los cambios en la presión parcial de los gases ácidos disueltos, especialmente el  $CO_2$ , resulta en cambios en el pH. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

El nivel de pH deseado para la operación del digestor se puede conseguir ajustando el pH de las materias primas que entran al digestor o controlando el pH en el digestor per se. Para conseguir el pH deseado, se requiere conocer la cantidad de químicos necesarios que se deben adicionar a las materias primas que entraran al digestor, en tanto que, en el último caso, tal conocimiento previo no se requiere. El reactor generalmente es monitoreado con un medidor de pH online conectado a un controlador. El pH deseado se programa y la adición de químicos (ácido o base) se lleva a cabo de forma automática. Aunque este tipo de control automatizado del pH es altamente deseable, es un sistema bastante costoso. (MINENERGIA, PNUD, FAO y GEF, 2011)

### 3.7. BIOGÁS

Por lo general, los componentes principales del biogás son el metano ( $CH_4$ ) y el dióxido de carbono ( $CO_2$ ), en proporciones aproximadamente iguales, constituyendo normalmente más del 97% del mismo. Ambos gases son incoloros e inodoros, por lo que son otros gases, como el ácido sulfhídrico y el amoníaco los que le otorgan el olor característico al biogás y permiten su detección por medio

del olfato. El gas metano se produce en los rellenos en concentraciones dentro del rango de combustión, lo que confiere al biogás ciertas características de peligrosidad por riesgos de incendio o explosión y por lo mismo, la necesidad de mantener un control sobre el (Ambientaling Wordpress, 2010).



(Christensen y Kjeldsen, 1998)

**Figura 3. 8.** Composición óptima de biogás en una celda de relleno sanitario.

El proceso de descomposición de residuos orgánicos resulta complejo y ocurre en diversas etapas de acuerdo con las condiciones del medio, determinadas por la temperatura, la presencia de oxígeno, las características del residuo y la edad del relleno sanitario, principalmente. Así, es posible identificar cinco fases durante el proceso (Camargo y Vélez, 2009):

- i. Fase I: Aerobia, que inicia inmediatamente después de la disposición de los residuos sólidos en el relleno sanitario y en la que las sustancias fácilmente biodegradables se descomponen por la presencia de oxígeno y se propicia la formación de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), agua, materia parcialmente descompuesta registrando temperaturas entre 35 y 40 °C.
- ii. Fase II: Aerobia con el desarrollo de condiciones anaerobias en la que ocurre el proceso de fermentación, actúan los organismos facultativos con la producción de ácidos orgánicos y se reduce significativamente el pH, condiciones propicias para la liberación de metales en el agua y la generación de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ).
- iii. Fase III: Anaerobia, resultado de la acción de organismos formadores de metano ( $\text{CH}_4$ ), que en las condiciones adecuadas, actúan lenta y eficientemente en la producción de este gas mientras reducen la generación de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ).
- iv. Fase IV: Metanogénica estable, que registra la más alta producción de metano oscilando entre 40-60% de metano ( $\text{CH}_4$ ) en volumen.



- v. Fase V: Estabilización, la producción de metano ( $\text{CH}_4$ ) comienza a disminuir y la presencia de aire atmosférico introduce condiciones aeróbicas en el sistema.

Estas fases afectan la composición del biogás y la duración de cada fase se encuentra determinada por las condiciones climáticas y los factores operativos del relleno sanitario. Las Fases I y II pueden durar desde varias semanas hasta dos años (o más), favoreciendo el proceso de biodegradación, las altas temperaturas de aire ambiente, la alta compactación y la disposición de residuos en capas delgadas y celdas pequeñas, reduciendo el tiempo transcurrido para estas fases. Los componentes del biogás que se encuentran en mayor proporción corresponden al metano y al dióxido de carbono, que en su punto máximo de generación presentan una relación 1.2:1 (Camargo y Vélez, 2009), y una composición aproximada resumida en la Tabla 3. 2.

**Tabla 3. 2.** Rango de composición de biogás generado en rellenos sanitarios.

PARÁMETRO	UNIDAD	RANGO DE VARIACIÓN
Metano	% $\text{CH}_4$	30 – 65
Dióxido de Carbono	% $\text{CO}_2$	20 – 40
Nitrógeno	% $\text{N}_2$	5 – 40
Hidrógeno	% $\text{H}_2$	1 – 3
Oxígeno	% $\text{O}_2$	0 – 5
Argón	% Ar	0 – 0.4
Sulfuro de hidrógeno	% $\text{H}_2\text{S}$	0 – 0.01
Sulfato total	% S	0 – 0.01
Cloruro total	% Cl	0.005
Temperatura	°C	10 - 40
Contenido de humedad	% humedad relativa	0 – 100
Masa	$\text{kg/m}^3$	1.1 – 1.28
Nivel de energía mínimo	$\text{MJ/Nm}^3$	10.8 – 23.3

(Camargo y Vélez, 2009)



## 4. METODOLOGÍA

Para estudiar el proceso de biodegradación de las películas plásticas de PEBD con y sin aditivo prodegradante, se planteó un experimento a nivel de laboratorio utilizando reactores sellados al vacío. La FORSU y el lodo anaerobio fueron previamente caracterizados para conocer sus aportes en tanto que sustratos para evaluar el desempeño de los reactores.

El desarrollo de la metodología incluyó 4 etapas principales (Figura 4. 2)

1. Obtención y caracterización de la FORSU y del inóculo.
2. Obtención, pretratamiento y caracterización de las películas plásticas PE-Puro y PE-St.Mn.
3. Montaje de los reactores anaerobios y medición de biogás.
4. Estimación del porcentaje de biodegradación y balance de masa

En la primera etapa, se realizó un muestreo para la obtención de la muestra representativa de la fracción orgánica de RSU, así mismo se obtuvo una muestra del lodo granular anaerobio que se utilizó como inóculo, seguido, en ambos casos por su correspondiente caracterización fisicoquímica.

En la siguiente etapa, se realizó la extrusión de la película plástica con y sin aditivo prodegradante, inmediato a la obtención del filme plástico, se procedió a la disminución del peso molecular mediante el tratamiento de oxidación térmica, para finalmente caracterizar y corroborar el porcentaje de degradación abiótica obtenido.

En la tercera etapa, se montaron los reactores anaerobios con distintas proporciones de sustrato previamente establecidas en el diseño experimental, conformado de: FORSU, inóculo y película plástica (c/s aditivo). Posterior al montaje se evaluó el comportamiento de cada reactor mediante la cuantificación diaria del volumen desplazado por la generación de gas, así como la determinación de la composición del biogás mediante cromatografía de gases.

Por último, utilizando los moles de  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  producidos, y el volumen cuantificado de biogás, se estimó el porcentaje de biodegradación de las películas plásticas de PE-Puro y PE-St.Mn. Finalmente, empleando todos los datos experimentales recolectados durante la fase práctica, se desarrolló un balance de masa para cada reactor, en cuyos resultados se apoyó para fundamentar la elección de la opción más adecuada para la disposición final de las bolsas oxobiodegradables, teniendo en cuenta las tecnologías actualmente disponibles en México.

### 4.1. MATERIALES Y REACTIVOS

En la presente investigación se evaluó el efecto sobre el porcentaje de biodegradación del aditivo pro-oxidante estearato de manganeso. Se utilizaron películas de polietileno de baja densidad las cuales contienen el aditivo mencionado en un 10 – 15% (Roé, 2015; Chávez, 2014; Álvarez, 2014). Se utilizó una película de polietileno de baja densidad sin aditivo como control para las mediciones realizadas.

Los principales reactivos que se utilizaron en este estudio fueron:

- Estearato de manganeso sintetizado (Instituto de Ingeniería, U.N.A.M.)
- Pellets de polietileno (PEBD) 20020 X de PEMEX se adquirido de la empresa Plásticos y Derivados S.A. de C.V. (Figura 4. 1)
- Fracción orgánica de RUS obtenido de la estación de transferencia de la Delegación Milpa Alta.
- Lodo granular anaerobio procedente de un reactor UASB de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Industria Cervecera Grupo Modelo S.A. de C.V.



**Figura 4. 1.** Pellets de polietileno (PEBD) 20020 X, PEMEX.

Campuzano (2015), demostró que al reducir el tamaño de partícula de los residuos, a través de la trituración mediante la acción de un extrusor, se obtiene un efecto positivo sobre la disolución de todos los nutrientes. Así mismo, Mata-Álvarez, *et al.* (2000) reportan que la reducción en el tamaño de partícula y el incremento resultante en el área superficial disponible mejora el proceso biodegradación anaerobia. Las cantidades de aditivo a utilizar están referenciadas en el trabajo de investigación de Roe (2015), quien propuso relaciones de aditivo pro-oxidante del 10 - 15%; en esta investigación se obtuvieron altos porcentajes de biodegradación de películas de PEBD con aditivo prodegradante de Manganeso. La metodología experimental general detallada se muestra en la Figura 4. 2.

Los reactores que se utilizaron en el presente trabajo fueron recipientes de polipropileno de 1 litro adquiridos en la Tienda U.N.A.M., acondicionados con dos mangueras de venoclisis para la medición diaria de volumen y la medición de biogás, de marca local adquiridas en Farmacia Paris ubicada en el centro del Distrito Federal. Las mangueras fueron unidas a los recipientes por medio de cinta de teflón y silicón industrial para asegurar la ausencia de fugas y garantizar el sello hermético del reactor. Entre cada uno de los reactores y las probetas invertidas, se colocó una trampa de agua para evitar el reflujó de la solución salina, utilizada para retener el biogás, hacia los reactores anaerobios (Figura 4. 8).

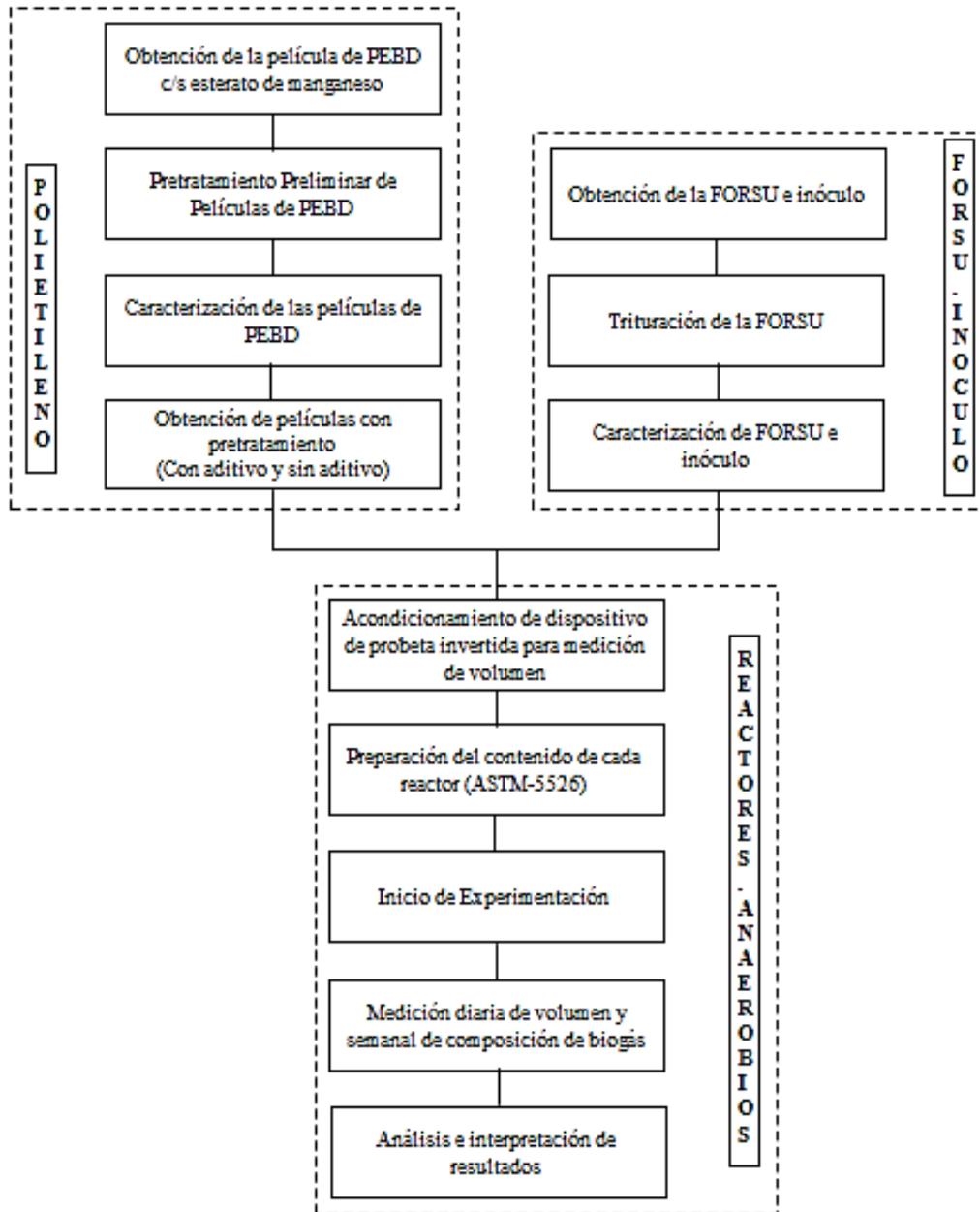


Figura 4. 2. Metodología experimental general.



## 4.2. FRACCIÓN ORGÁNICA DE RSU E INÓCULO

### 4.2.1. OBTENCIÓN Y TRITURACIÓN DE FRACCIÓN ORGÁNICA

De acuerdo con el último inventario de residuos sólidos de la Ciudad de México (Secretaría de Medio Ambiente, 2014), solo tres estaciones tienen una eficiencia mayor al 78% en la recolección separada de los RSU, entre ellas Milpa Alta, con el mayor porcentaje de 90%, motivo por el que se determinó obtener la muestra de FORSU de la estación de Milpa Alta.

La muestra de FORSU con la que se trabajó en la presente investigación, se obtuvo el día jueves 18 de Junio del 2015. El día seleccionado para efectuar el muestreo correspondió a un día destinado a la recolección de residuos orgánicos, por lo que no fue necesario realizar separación de fracciones de acuerdo con la Norma mexicana NMX-AA-022-1985. Esta muestra se homogenizó mediante el método de cuarteo dado en la norma mexicana NMX-AA-015-1985 ‘Protección al ambiente – contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – muestreo – método de cuarteo.

A 5 camiones seleccionados aleatoriamente se les pidió que descargaran parte de los residuos en el piso para poder tomar una muestra total de entre 70 y 60 kg, y una vez realizado el cuarteo se tomó una muestra de 15 kg. En la Figura 4. 3 se presenta la secuencia del muestreo. Los residuos finales fueron empacados en bolsas Ziploc y transportados a las instalaciones del Instituto de Ingeniería, UNAM, para su almacenamiento en un congelador a -20°C. Posteriormente se trituro para reducir el tamaño de partícula (Figura 4. 4). La cantidad de muestra que se tomó fueron 15 kilogramos.



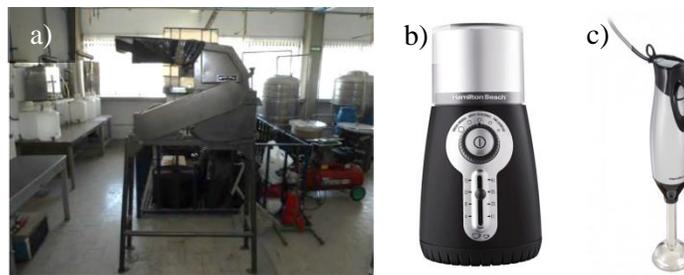
**Figura 4. 3.** *Procedimiento del muestreo.*

Tomando en cuenta que una de las variables más importantes en el proceso de biodegradación es el tipo de inóculo que se utilizó, ya que dependiendo de su origen se puede determinar la actividad inicial de los microorganismos empleados en la prueba, además de la adaptación al sustrato y los residuos generados del sustrato anaeróbicamente biodegradable (Elbeshbishy *et al.*, 2012), se resolvió emplear un inóculo anaerobio proveniente de un reactor UASB de la planta de tratamiento

de aguas residuales de la industria cervecera Grupo Modelo, el cual se transportó en bidones de 20 Litros y se almacenó en el cuarto frío del Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Edificio 5 del Instituto de Ingeniería, UNAM.

Los residuos se mezclaron y trituraron en tres etapas (Figura 4. 4):

1. La primera etapa constó de una trituradora industrial, cuyo propósito fue disminuir el tamaño de las partículas de mayor dimensión.
2. Para la segunda etapa se utilizó un molino de grano para lograr la homogeneidad de tamaño de partícula, esperando un tamaño de partícula de aproximadamente entre 1 y 2mm.
3. La tercera etapa consistió en la homogenización de la FORSU utilizando una licuadora de mano marca “HAMILTON BEACH” de dos velocidades.



**Figura 4. 4.** (a) Trituradora industrial en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, (b) molino marca “HAMILTON BEACH” y (c) licuadora de mano marca “HAMILTON BEACH”.

#### 4.2.2. CARACTERIZACIÓN DE FRACCIÓN ORGÁNICA E INÓCULO

Los microorganismos involucrados en la biodegradación anaerobia requieren de un sustrato que cuente con un balance adecuado de nutrientes, así como de la biodisponibilidad de los mismos. Los principales nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos son el carbono, el nitrógeno y el fósforo, y una serie de elementos minerales como S, K, Na, Ca, Mg y Fe, que deben de estar presentes a nivel de trazas. Diversos autores han estudiado la relación necesaria entre los nutrientes mayoritarios considerando una relación C:N entre 15-30:1 y C:P de 75-113:1 (Speece, 1987).

En este sentido, es necesario conocer el potencial con el que cuenta la FORSU para ser sometida a un proceso biológico como la biodegradación anaerobia. Dicho potencial se puede determinar a partir de la caracterización de los residuos, que consiste en la aplicación de diferentes técnicas para conocer la humedad, sólidos totales (ST) y volátiles (SV), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total o Kjeldahl (N-K), y fósforo total (PT).

Para realizar la caracterización, se empleó una suspensión base agua de la muestra representativa (triturada) de la FORSU de la delegación Milpa Alta con agua destilada. Dicha suspensión será mezclada mediante una licuadora comercial, durante un intervalo de 3 min para generar una suspensión de consistencia homogénea. A dicha suspensión se le realizarán las determinaciones ya



mencionadas con el fin de conocer el potencial con el que cuentan los residuos para ser biodegradados de manera anaerobia.

La caracterización del inóculo se realizó en disoluciones del mismo en agua destilada, en distintas proporciones para las diferentes pruebas analíticas (ASTM D 5526 - 94). Las técnicas analíticas con respecto al contenido de nutrientes que influyen en el desarrollo del proceso de biodegradación de la muestra que se utilizaron para la caracterización de la fracción orgánica y del inóculo se enlistan en la Tabla 4. 1.

El análisis de Carbono Orgánico Total (COT) se realizó al principio y al término de la experimentación, con el fin de estimar el porcentaje de carbono en las muestras de FORSU y de lodo anaerobio. Se empleó un analizador de Carbono y Nitrógeno marca SHIMADZU modelo SSM-5000<sup>a</sup>, con módulo de muestras sólidas, ubicado en el LIA, Ed. 5, Instituto de Ingeniería Ambiental, UNAM.



**Figura 4. 5.** Pruebas analíticas para la caracterización físico-química de la FORSU y del inóculo anaerobio.



**Tabla 4. 1.** *Parámetros evaluados para la caracterización de la FORSU y del inóculo.*

DETERMINACIÓN	MÉTODO	TÉCNICA DE LA DETERMINACIÓN	FORSU	INÓCULO
Demanda química de oxígeno total (DQO)	APHA 5220-D	Colorimétrico. Digestión por reflujo a 150°C. Lectura a 620nm.	*	*
Fósforo total	APHA 4500-P C	Digestión ácida con ácido sulfúrico y nítrico. Método colorimétrico de ácido vanadomolibdofosfórico. Lectura a 410 nm.	*	
Nitrógeno total	NMX-AA-024-1984	Digestión ácida y posterior neutralización y titulación con H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0.02N (titulación por retroceso).	*	
Humedad	NMX-AA-016-1984	Gravimetría. Se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados.	*	*
Sólidos Totales (STT)	APHA 2540-B	Gravimetría. Sólidos secados a una temperatura de 105°C.	*	*
Carbono Orgánico Total (COT)		Combustión – Oxidación Catalítica. Detector de infrarrojo no dispersivo.	*	*

### 4.3. PELÍCULA DE POLIETILENO

Esta etapa de la metodología consistió en la fabricación de las películas de polietileno con y sin aditivo, utilizando una mezcla de pellets de polietileno (PEBD) 20020 X de PEMEX y del 10-15% p/p de estearato de manganeso. (Figura 4. 6)



**Figura 4. 6.** *Mezcla de los pellets de polietileno (PEBD) 20020 X de PEMEX con el estearato de manganeso, y película plástica obtenida.*

Para dicho propósito se empleó una máquina de extrusión analógica marca “NIETO”, ubicada en el Laboratorio de Procesamiento de Plásticos de la Facultad de Ingeniería, UNAM, con una capacidad de procesamiento de 30 kg/hr. El husillo con el que cuenta dicha máquina, es un husillo estándar con una longitud de 104.3 cm y un diámetro de 4.97 cm. (Figura 4. 7)



**Figura 4. 7.** Máquina de Extrusión del Laboratorio de Procesamiento de Plásticos de la Facultad de Ingeniería, UNAM, y proceso de obtención de las películas plásticas.

### 4.3.1. OXIDACIÓN TÉRMICA

La acción combinada de diversos factores ocasiona la degradación de los plásticos (temperatura, radiación UV, agentes químicos, agentes biológicos y manipulación mecánica (Bouaza *et al.*, 2010). La temperatura como pretratamiento térmico influye en la formación de radicales libres, los cuales pueden reaccionar con el oxígeno en la superficie y formar peróxidos e hidroperóxidos e iniciar una cadena de reacciones de oxidación, que disminuye su masa molecular y su capacidad hidrofóbica e incrementa la biodisposición y biodegradación del polímero.

La oxidación por calor se puede utilizar como herramienta para reproducir tales condiciones térmicas, las cuales son necesarias para reducir el peso molecular de las películas, ya que se ha evidenciado que la biodegradación se puede obtener cuando se logra reducir el peso molecular del polímero a 5000 g/mol o menos.

Por este motivo, para este trabajo se seleccionó un tratamiento térmico, que se llevó a cabo en un horno convencional marca FELISA. Las muestras se colocaron por un período de 12 días a una temperatura de  $50^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$  (Roé, 2015), esto con la finalidad reducir el peso molecular de las películas por debajo de los 6000g/mol con el objetivo de evaluar su posterior biodegradación en reactores anaerobios que simulen las condiciones de un relleno sanitario. Este equipo está localizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA) del edificio 5 del Instituto de Ingeniería, U.A.N.M.

#### 4.3.1.1. DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE DE CARBONILO

El índice de carbonilo (IC) es una medida de la proporción de enlaces C–O y C=O existentes en las muestras. Dado que este tipo de enlaces se forma debido a la oxidación de los materiales, se utilizan como indicadores de los procesos de degradación.

Con el fin de conocer la homogeneidad del pretratamiento térmico, las películas de polietileno, sin aditivo y con aditivo, fueron sometidas a la determinación del efecto que tuvo la radiación térmica sobre el peso molecular de las películas de polietileno mediante la medición del Índice de Carbonilo



con un espectrofotómetro FTIR marca Thermo Scientific, modelo Nicolet 66700 (ASTM- D5477-02), ubicado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA) del edificio 5 del Instituto de Ingeniería, U.A.N.M. Las muestras se colocaron en un porta muestras con área rectangular abierta de 1 por 1.5 cm, por donde pasó el láser que las analizó.

Como producto de dicho análisis se obtuvo un espectro en el que se observan las bandas pertenecientes a grupos CH (banda de referencia  $720\text{ cm}^{-1}$ ), ácidos carboxílicos ( $1700\text{ cm}^{-1}$ ), cetonas ( $1714\text{ cm}^{-1}$ ) y aldehídos ( $1733\text{ cm}^{-1}$ ). Los grupos carbonilo se cuantificaron en el rango entre  $1700$  y  $1750\text{ cm}^{-1}$ . Posteriormente para determinar el IC en cada una de las muestras, se estimó el área bajo la curva de la absorbancia correspondiente a cada banda de interés (grupos CH y carbonilos), el IC se obtuvo mediante el cociente de las áreas bajo la curva de las absorbancias de las bandas  $1720$  y  $720\text{ cm}^{-1}$ . ((Ec. 4. 1)

$$IC = \frac{A\ 1720\text{ cm}^{-1}}{A\ 720\text{ cm}^{-1}} \quad (\text{Ec. 4. 1})$$

Donde:

$A\ 1720\text{ cm}^{-1}$  = absorbancia bajo la curva de la banda  $1720\text{ cm}^{-1}$

$A\ 720\text{ cm}^{-1}$  = absorbancia bajo la curva de la banda  $720\text{ cm}^{-1}$

#### 4.3.2. ESTIMACIÓN DEL PORCENTAJE DE DEGRADACIÓN ABIÓTICA

Con la intención de crear condiciones de susceptibilidad de biodegradación, las películas plásticas fueron sometidas a oxidación por calor. Para este fin, se determinó la degradación abiótica que sufrieron las películas después de ser sometidas a una temperatura de  $50^{\circ}\text{C}$  en un horno convencional marca FELISA, durante un período de 37 días, de acuerdo a las especificaciones referenciadas en la ASTM 5510-94 (2001) y en Roé (2015).

En este trabajo el método para el cálculo del porcentaje de degradación abiótica se referenció en el utilizado por Roé (2015) en donde se asume que  $DA(\%)$  es igual a la relación que existe entre el IC de la muestra termo-degradada y el IC de la muestra 100% degradada, en donde el valor de IC correspondiente a la muestra completamente degradada es 9.14. (Ec. 4. 2)

$$DA (\%) = 100 \frac{IC_{C=0}}{IC_{MAX}} \quad (\text{Ec. 4. 2})$$

Donde:

$IC_{C=0}$  = IC de muestra termo-oxidada

$IC_{MAX}$  = IC de muestra 100% degradada



### 4.3.3. DETERMINACIÓN DEL PESO MOLECULAR

Roé (2015), evaluó, durante tratamiento térmico, los cambios en las propiedades mecánicas, químicas y reológicas de películas plásticas de PEBD con aditivos pro-oxidantes de cobalto y manganeso, relacionando la energía proporcionada en la termo-oxidación de las películas mediante un Factor Energético, el cual se utilizó para elaborar gráficas en donde se relacionan los parámetros de peso molecular, viscosidad, porcentaje de elongación a la ruptura e índice de carbonilo con el factor energético. Encontrando que para pesos moleculares menores a  $6,000 \text{ g mol}^{-1}$ , se tiene un valor de 3% de elongación a la ruptura, IC de 8.67 y viscosidad de 17.56 Pa-s. Mediante los parámetros propuestos en este estudio, se relacionó el IC obtenido en esta investigación con el PM (Roé, 2015), a manera de establecer una hipótesis acerca de la disminución de tamaño de la cadena polimérica en monómeros de menor peso molecular.

Para corroborar este supuesto, las películas plásticas fueron enviadas al Centro de Investigaciones en Química Aplicada ubicado en Saltillo, Coahuila, en donde se les determinó el peso molecular. Para este fin se utilizó un equipo de Cromatografía de Permeación en Gel (GPC) marca Agilent PL-GPC 220. Como solvente se utilizó 1,2,4-triclorobenceno, en el cual se mezclaron 25 miligramos de muestra, durante 1 hora, a  $170^\circ\text{C}$ .

## 4.4. DISEÑO EXPERIMENTAL

En esta investigación se evaluó la biodegradación de la película de polietileno con aditivo pro-oxidante de estearato de manganeso. El nivel de biodegradación se estimó a partir de la medición de biogás producido. Los reactores de una capacidad de 1000 mL, contenían una mezcla de sustrato compuesto por 100 gramos peso seco de fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), 106 gramos peso seco de inóculo y 3 gramos peso seco de la película de polietileno que se desea degradar (PEBD con aditivo pro-oxidante de estearato de manganeso).

Para el análisis de la varianza (ANOVA) que se realizó en esta investigación se propuso un diseño ANOVA de un factor, de manera que se evaluó el efecto individual y en conjunto de los reactores, (Tabla 4. 2). Las cantidades de los reactivos propuestas, así como el análisis de cada prueba por triplicado se realizaron de acuerdo a lo previsto en la ASTM – 5526 - 94, así como la metodología planteada.

La composición de los sustratos de los reactores propuestos en la Tabla 4. 2, están referidos a la norma ASTM – 5526 - 94, “*Standard Test Method for Determining Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Accelerated Landfill Conditions*”, así como en las cantidades utilizadas por Roé (2015), Chávez (2014), Álvarez (2014), Choreño (2013), entre otros. La proporción de inóculo que se utilizó en esta investigación está basada en pruebas realizadas en el laboratorio.



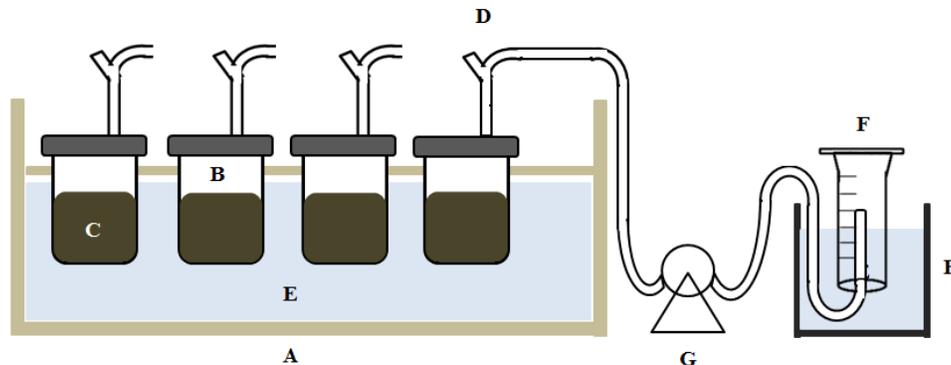
**Tabla 4. 2.** *Diseño factorial propuesto en esta investigación.*

REACTOR	COMPOSICIÓN	REPETICIONES		
		1	2	3
A	Inóculo	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>
B	Inóculo / FO	B <sub>1</sub>	B <sub>2</sub>	B <sub>3</sub>
C	Inóculo / FO / PE sin aditivo (control negativo)	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>
D	Inóculo / FO / Celulosa (control positivo)	D <sub>1</sub>	D <sub>2</sub>	D <sub>3</sub>
E	Inóculo / FO / PE con aditivo	E <sub>1</sub>	E <sub>2</sub>	E <sub>3</sub>

\*100 g de fracción orgánica + 106 g de inóculo y 3 g de polietileno. (ASTM – 5526, Roé, 2015)

#### 4.5. REACTORES ANAEROBIOS

En el 2014, Álvarez utilizó una serie de resistencias para mantener la temperatura en sus procesos de compostaje. En la presente investigación se propuso el uso de recipientes de polipropileno de 1 litro para la simulación de los reactores, los cuales fueron colocados verticalmente de manera consecutiva en baño de agua dentro de un recipiente de 2m<sup>2</sup> de área superficial, por 50 cm de altura, el cual fue construido, habilitado y acondicionado para mantener el agua a una temperatura de entre 45 - 50°C (Álvarez, 2014; Chávez, 2014).



- A Cámara incubadora
- B Reactor anaerobio
- C Sustrato (FORSU/Inóculo/PE+Aditivo)
- D Orificios para medición de volumen y muestreo de biogás
- E Tanque con agua caliente (45 – 50°C)
- F Dispositivo de probeta invertida
- G Trampa de agua

**Figura 4. 8.** *Diseño de la cámara de incubación de los reactores anaerobios.*



En la presente investigación, se utilizaron contenedores de polipropileno de 1000 mL para simular los reactores. A cada reactor se le introdujo una mezcla de sustrato, y se selló herméticamente utilizando cinta de teflón y silicón industrial. Cada reactor presentaba un orificio el cual tenía dos funciones: toma de muestra por medio de un septum para el análisis cualitativo del biogás por cromatografía de gases; la segunda función consistió en una conexión entre el reactor y el dispositivo de medición de volumen.

La medición diaria de volumen se realizó mediante la técnica de probeta invertida que consiste en el desplazamiento de volumen de una cierta cantidad de agua dentro de una probeta. En la Figura 4. 8 se muestra el esquema experimental del dispositivo.

La determinación de metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) se realizó mediante el análisis con un cromatógrafo de gases marca FISHER modelo 1200. Se realizaron curvas de calibración para cada uno de los gases analizados, inyectando diferentes volúmenes de gas puro (0.1 mL hasta 1 mL en incrementos de 0.1 mL). Midiendo la altura que producen, y utilizando la ley de los gases ideales se estableció una relación entre las alturas y el número de moles de cada gas. La medición de volumen y composición de biogás se realizó durante un período de 106 días.

El contenedor que se muestra entre el reactor y la probeta invertida se utilizó como trampa de agua. El baño María funciona con una resistencia conectada a un controlador, el cual le indica que se tiene que encender si la temperatura es menor al límite establecido, al contrario, si la temperatura sobrepasa dicho límite, el controlador apaga la resistencia.

#### 4.5.1. ESTIMACIÓN DEL PORCENTAJE DE BIODEGRADACIÓN

La biodegradación de las películas plásticas de PEBD con y sin aditivo y del control positivo celulosa, se cuantificó simulando condiciones controladas de relleno sanitario acelerado en el laboratorio para lo que se siguieron las especificaciones de la ASTM D 5526 – 94 (2002) *Standard Test Method for Determining Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Accelerated Landfill Conditions*, así como procedimientos empleados en investigaciones pasadas por el grupo de trabajo. Para la estimación del porcentaje de biodegradación [BD (%)] se siguieron los siguientes pasos:

1. Cuantificación de los moles diarios de  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  producidos por los reactores control y por los reactores con película y celulosa.
2. Estimación del carbono total teórico de los materiales de análisis.
3. Estimación del BD (%) de las películas PE-Puro, PE-St.Mn. y de la celulosa.

##### 4.5.1.1. CARBONO TOTAL TEÓRICO

El carbono teórico total (ThC), es la máxima cantidad de carbono que se puede transformar en  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ , si el material se biodegradara un 100%. El ThC contenido en las muestras de análisis se estimó considerando su fórmula química y la cantidad en gramos colocada en los reactores ((Ec. 4.



3). De igual manera, el porcentaje de carbono contenido en las muestras de FORSU e inóculo se analizó, por medio del análisis de carbono orgánico total.

$$\mu_{ThC} = (\%C_m)(M_m) \quad (\text{Ec. 4. 3})$$

Donde:

$\mu_{ThC}$  = Moles de carbono teórico que se pueden producir por el material analizado (FORSU, inóculo, PE-Puro, PE-St.Mn. y celulosa), g

$\%C_m$  = Porcentaje de carbono contenido en el material de análisis, %

$M_m$  = Masa del material de análisis agregada al reactor, g

El carbono de la celulosa se estimó mediante las siguientes suposiciones: (a) el papel Bond contiene 40% de celulosa, (b) considerando que la fórmula química de la celulosa es  $(C_6H_{10}O_5)_n$  se calcula que el 44.44% es carbono, y (c) gramos de papel Bond introducidos en cada reactor.

En la presente investigación, la biodegradación se calculó comparando el  $CO_2$  producido por las películas y el carbón teórico total (ThC) que contiene el material que se colocó en el reactor, teniendo en consideración que el carbono total teórico es la suma del carbono inicial presente tanto en el material a analizar (PE-Puro, PE-St.Mn. y celulosa), como el correspondiente a la muestra de FORSU e inóculo (Ec. 4. 4).

$$\%BD = \frac{C_M(g)}{C_{Th\ MA}(g) + C_{Th\ F+I}(g)} (100) \quad (\text{Ec. 4. 4})$$

Donde:

$\%BD$  = Porcentaje de biodegradación del material a analizar, %

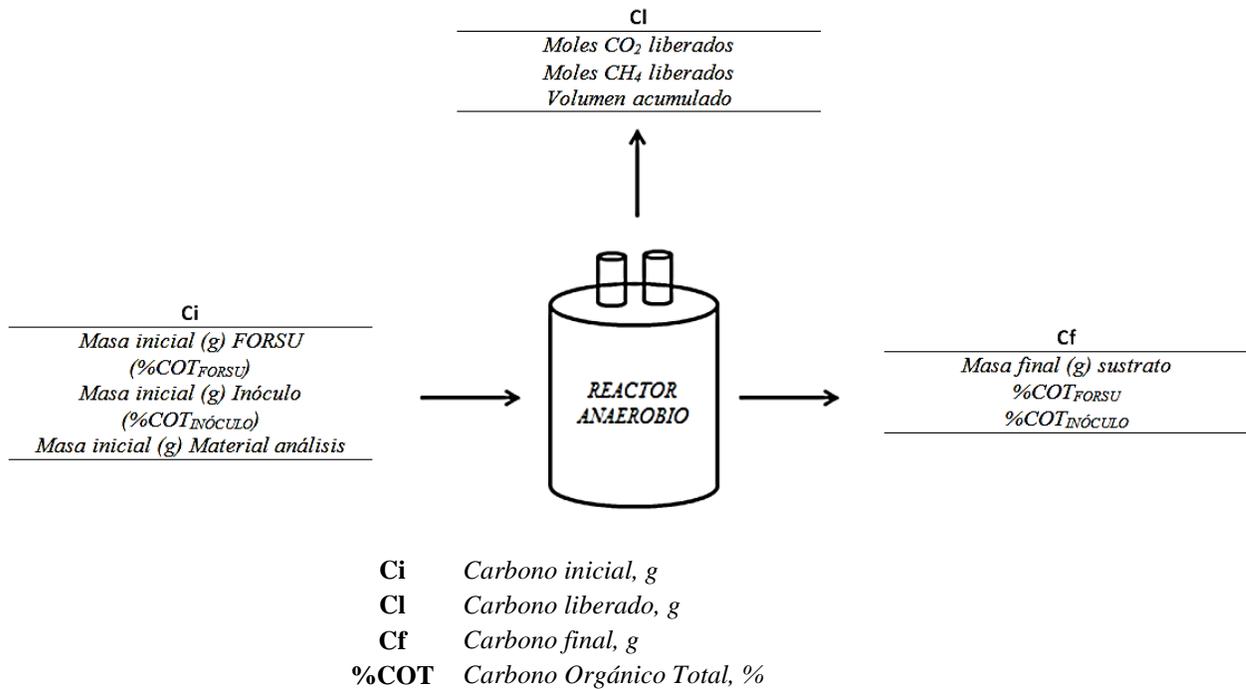
$C_M$  = Carbono que se transformó en  $CH_4$  y  $CO_2$ , por el reactor que contienen el material de análisis más FORSU e inóculo, g

$C_{Th\ MA}$  = Carbono teórico calculado del material de análisis, g

$C_{Th\ F+I}$  = Carbono teórico calculado de FORSU e inóculo, g

#### 4.5.2. BALANCE DE MASA

Para la realización del balance de masa en los reactores, fue necesario determinar la cantidad de carbono inicial (Ci) y final (Cf) en los mismos. El Ci se calculó mediante el análisis de COT de la muestra de FORSU y lodo anaerobio, así como los gramos de muestra (papel bond, PE-Puro y PE-St.Mn.), introducidos en cada reactor. El Cf se estimó cuantificando la cantidad de carbono que perdieron los reactores mediante la producción de  $CO_2$  y  $CH_4$ , y restando esta cantidad al Ci (Ec. 4. 5). (Figura 4. 9)



**Figura 4. 9.** Metodología de balance de masa de los reactores anaerobios.

$$C_f = C_i - C_l$$

(Ec. 4. 5)

Dónde:

$C_f$  = Carbono final, contenido en el sustrato (FORSU, lodo anaerobio, PE-Puro/Celulosa/PE-St.Mn) al término del proceso de biodegradación (106 días), g

$C_i$  = Carbono inicial, contenido en el sustrato al principio del proceso de biodegradación, g

$C_l$  = Carbono liberado, cuantificado mediante la producción de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. g



## 5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

El análisis de los resultados obtenidos en cada una de las etapas descritas en la metodología y su discusión con lo reportado en la literatura se presenta en los siguientes capítulos. La división de cada capítulo corresponde, de manera general, al arreglo presentado en metodología.

### 5.1. FRACCIÓN ORGÁNICA DE RSU e INÓCULO ANAEROBIO

En la Tabla 5. 1 se muestran los resultados relativos a la caracterización de la muestra representativa de los residuos orgánicos recolectados en la estación de transferencia de la delegación Milpa Alta. Como se puede observar, los resultados muestran que el 78% del peso de la FORSU es humedad siendo el resto sólidos totales (ST). Aproximadamente el 68% de los ST corresponden a materia orgánica. Por otra parte, la relación de nutrientes como DQO fue de 100/1.8/1. En la mayoría de los trabajos de producción de biogás a partir de FORSU, se relaciona la producción de metano con los sólidos volátiles y no con DQO. Valores reportados de DQO varían de forma significativa entre 140 (Forster, 2005) y 575 g O<sub>2</sub>/kg (Alibardi y Cossu, 2015), en donde para la DQO de 575 g O<sub>2</sub>/kg la relación SV/ST fue de 0.92 y para la DQO de 140 g O<sub>2</sub>/kg la relación SV/ST fue de 0.43. La DQO determinada en este trabajo fue de 440 g O<sub>2</sub>/L.

**Tabla 5. 1.** Resultados de la caracterización de la FORSU y del inóculo anaerobio.

PARÁMETRO	REFERENCIA					
	FORSU Milpa Alta (Presente investigación)	Inóculo Anaerobio Cervecería Grupo Modelo S.A. de C.V. (Presente investigación)	Ramos (2012). Tesis de Maestría, UNAM. FORSU de Milpa Alta	Rojas (2012). Tesis de Maestría, UNAM. FORSU de Milpa Alta		
Humedad (%)	78	65	76	72		
pH	5.78	7.5	5.85	6.0		
ST (g/kg FORSU)	220	347	244	283		
SF (g/kg FORSU)	70	126	52	81		
SV (g/kg FORSU)	150	221	192	201		
DQO (g O <sub>2</sub> /L)	440	319	348	239		
NT (g NK/kg)	5.2	11.1	5.96	4.9		
PT (g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	4.4	39.9	6.08	3.5		
COT (%)	PPB	38.8	PPB	46.5	N.A.	N.A.
	TPB	35.5	TPB	39.1		

**NOTA:** Todas las determinaciones con excepción de ST, SF y SV, fueron aplicadas sobre una suspensión en agua (p/v).

\*PPB: Principio de Proceso de Biodegradación, \*TPB: Termino de Proceso de Biodegradación, \*N.A.: No Aplica

Los residuos caracterizados presentan valores promedio de fósforo y de nitrógeno-K. El porcentaje de fósforo y de nitrógeno representan el 1.2% de la DQO y el 88.5% del N-K. Según Mata-Álvarez,



(2003), el porcentaje de fósforo con respecto a los ST debe oscilar entre el 0.12 y el 0.5 %, mientras que para los residuos en estudio, dicho porcentaje fue del 1.6 %. De igual manera, éste mismo autor reporta que una relación DQO/N/P de 600/7/1 es adecuada para algún sustrato que vaya a ser digerido de forma anaerobia; así mismo, Deublein y Steinhauser (2008) y Schön (2010) reportan, respectivamente, que con una relación DQO/N/P de 800/5/1 y de 420:7:1 a 1500:7:1 es suficiente para obtener una adecuada producción de biogás.

Tomando en cuenta que el proceso anaerobio demanda una relación menos estricta de nutrientes que el proceso aerobio (Gerardi, 2003; Deublein y Steinhauser, 2008), no se espera que la alta concentración de fósforo genere efectos negativos cuando la muestra de residuos sea sometida al proceso de digestión anaerobia.

Con respecto al porcentaje de Carbono Orgánico Total (COT), se encontró que, inicialmente, las muestras de FORSU e inóculo, muestran un porcentaje de carbono de 38.8 y 46.5, respectivamente. De la misma manera se realizó el análisis en las muestras después del proceso anaerobio de biodegradación, resultando en valores significativamente menores a los iniciales: 35.5% para la FORSU y 39% de carbono para el lodo granular anaerobio. La disminución en los valores finales con respecto a los valores iniciales de COT, representan un indicio de la calidad del proceso de biodegradación que se llevó a cabo en los reactores anaerobios, por lo que la limitada disminución del porcentaje de carbono en las muestras de FORSU e inóculo, referencian algún tipo de inhibición del proceso anaerobio, así como la carencia de producción de  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  durante el proceso.

## 5.2. PELÍCULA DE POLIETILENO

En este apartado se muestran los resultados obtenidos pertenecientes a la obtención de las películas de PEBD con y sin aditivo de estearato de manganeso, así como los datos acerca del pretratamiento térmico aplicado a dichas películas y su correspondiente caracterización por espectrofotometría de infrarrojo (FT-IR).

En la degradación abiótica las películas se sometieron a tratamiento de oxidación térmica con la finalidad de reducir su peso molecular por debajo de los 6000 g/mol para poder ser susceptibles a biodegradarse posteriormente en los reactores anaerobios. Las películas se caracterizaron antes y después de la termo-oxidación a través del Índice de Carbonilo (IC) y por Cromatografía de Permeación en Gel (CPG).

### 5.2.1. OXIDACIÓN TÉRMICA

Roé (2015) evaluó la biodegradación de películas de PEBD comparando dos tipos de aditivos prodegradantes y analizó el efecto de la oxidación térmica variando el tiempo y la temperatura a la que fueron expuestas las películas plásticas. En este estudio se encontró que la variación con la que se obtuvo el porcentaje más alto de degradación abiótica (91%) fue la combinación de 50°C y 12 días, obteniendo resultados en la caracterización de sus películas plásticas (%ER=3%, IC=8.67 y viscosidad de 17.56 Pa-s) que garantizan la susceptibilidad a la biodegradación de las mismas.

La extrusión de las películas plásticas se realizó dos veces, las primeras muestras con un espesor de aproximadamente 50 micras fueron sometidas al proceso de degradación térmica a una temperatura de 50°C durante un período de 12 días. Posterior a la oxidación térmica de las películas plásticas y teniendo en cuenta que el avance de la degradación abiótica no mostraba el comportamiento esperado, se volvió a extrudir película plástica, esta vez obteniendo un espesor de aproximadamente 15 micras., las cuales se sometieron a 50°C durante el periodo de 12 días sin resultados prometedores. Motivo por el cual se tomó la decisión de trabajar con películas plásticas de investigaciones pasadas. Estas películas plásticas contienen la misma concentración de estearato de manganeso que las utilizadas en un principio en esta investigación y presentan un espesor de 25 micras (Figura 5. 1). Los parámetros del proceso de oxidación térmica final al cual se sometieron las películas plásticas finales fueron los siguientes:

- Duración: 37 días
- Temperatura de proceso: 50°C
- IC obtenido: 8.94

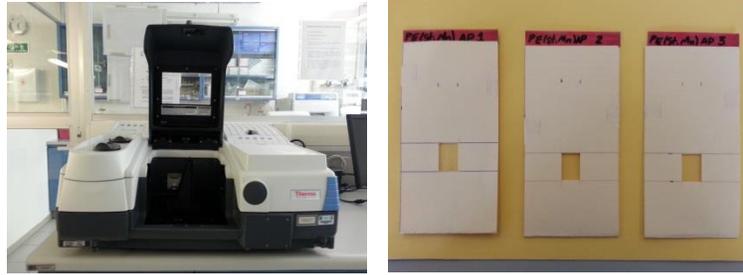


**Figura 5. 1.** Horno FELISA en el que se llevó a cabo el pretratamiento térmico de las películas plásticas de PEBD.

### 5.2.1.1. CARACTERIZACIÓN DE PELÍCULAS PLÁSTICAS

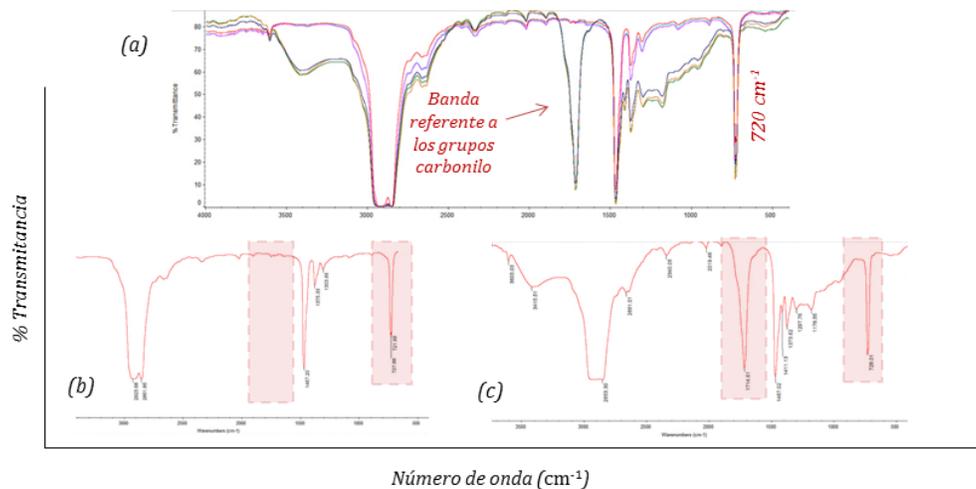
La caracterización de las películas plásticas se realizó antes y después de llevar a cabo el pretratamiento térmico con el fin de confirmar la reducción en el peso molecular de las películas, mediante la determinación del porcentaje de degradación abiótica, cuyo mecanismo se lleva a cabo en tres etapas: iniciación, propagación y término. En la primera y segunda, los peróxidos e hidroperóxidos, reaccionan formando compuestos estables como: alcoholes, aldehídos, cetonas y ácidos carboxílicos (Feldman, 2002; Karlsson, *et al.*, 1997). Estos compuestos estables están conformados por grupos carbonilos, los cuales se cuantifican mediante el IC.

El IC se analiza en un espectrofotómetro de infrarrojo por transformadas de Fourier (FT-IR), y se cuantifica calculando el área bajo la curva de la absorbancia de la banda  $1720\text{cm}^{-1}$  y una de referencia a  $720\text{cm}^{-1}$  (Feldman, 2002). Éste parámetro indica el crecimiento del grupo carbonilo respecto a una banda de  $\text{CH}_2$  que se toma de referencia, es decir, indica la presencia de compuestos como aldehídos, cetonas y ácidos carboxílicos, los cuales son subproductos de la reacción de degradación del polietileno (Karlsson y Albertsson, 1990).



**Figura 5. 2.** Espectrofotómetro de Infrarrojo por Transformada de Fourier (FT-IR) marca “THERMO SCIENTIFIC” ubicado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, en el Instituto de Ingeniería, UNAM.

El IC se obtuvo de las películas de polietileno con estearato de manganeso termo-oxidadas utilizando un Espectrofotómetro de Infrarrojo por Transformada de Fourier (FT-IR) marca “THERMO SCIENTIFIC” ubicado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, en el Instituto de Ingeniería, UNAM.

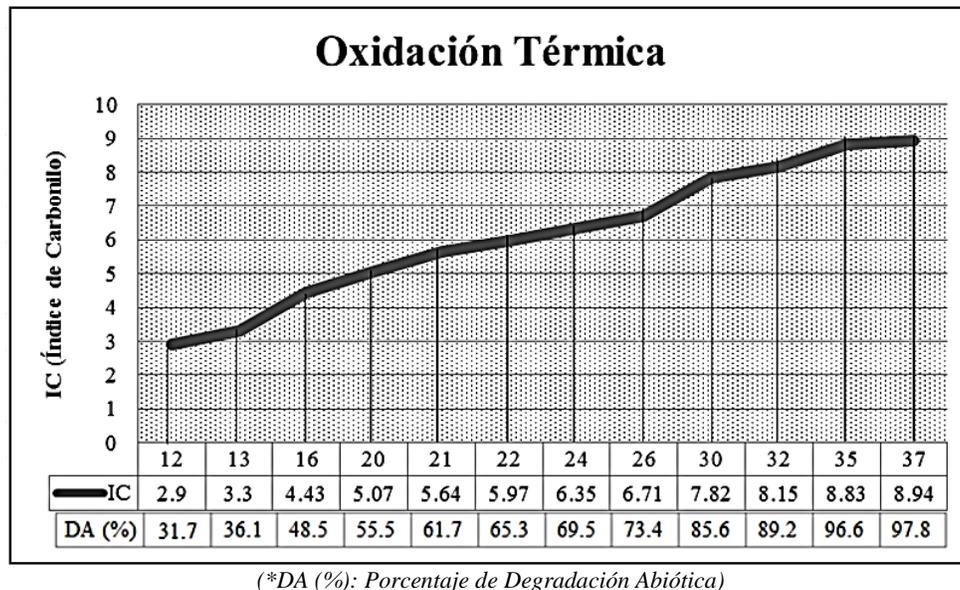


**Figura 5. 3.** (a) Comparación de espectros de películas PE-Puro y PE-St.Mn. / (b) Espectro de película PE-Puro / (c) Espectro de película PE-St.Mn.

El comportamiento del proceso de degradación abiótica se muestra en la Figura 5. 4, en donde los resultados obtenidos muestran un índice de carbonilo superior al obtenido en los pretratamientos anteriores, teniendo que a los 37 días se cuenta con un IC de 8.94, lo que es indicador de un alto porcentaje de degradación abiótica, lo que se traduce en un peso molecular por debajo de los 6,000  $\text{gmol}^{-1}$ . La degradación abiótica, al contrario de lo planeado, ha tomado más tiempo del propuesto en un principio, esto se pudiera justificar tomando en cuenta el tiempo en el que la película plástica fue extruida (2012), durante este tiempo la película plástica estuvo almacenada siendo susceptible al deterioro y menoscabo de la misma, pudiendo éste inconveniente repercutir en el efecto que tiene el

tratamiento térmico en la película. De igual manera se tiene que tomar a consideración los meses del año en el que se llevó a cabo el pretratamiento oxidativo, pudiendo también este aspecto afectar en los resultados.

El comportamiento del porcentaje de degradación abiótica [DA (%)] de las películas de PE-St.Mn. durante el proceso de termo-oxidación se puede observar en la Figura 5. 4, en donde se muestra la relación entre el IC y DA (%).



**Figura 5. 4.** *Proceso de degradación abiótica por termo-oxidación de películas de PE-St.Mn.*

Estos datos indican que conforme aumenta el tiempo al que se someten las películas con aditivo prodegradante a oxidación térmica, aumenta el IC debido a un incremento de la cantidad de moléculas más pequeñas con grupos carbonilos, lo cual se refleja en un aumento tanto en la susceptibilidad que presentan las películas a biodegradarse, como en el DA (%), teniendo como condiciones finales de las películas de PE-St.Mn. un porcentaje final de degradación abiótica 97.8% y un IC de 8.94, llegando a un peso molecular de  $4,969 \text{ gmol}^{-1}$ , condiciones que indican que la cadena polimérica de las películas plásticas se fragmentó en compuestos de bajo peso molecular fácilmente asimilables por microorganismos (Tabla 5. 2).

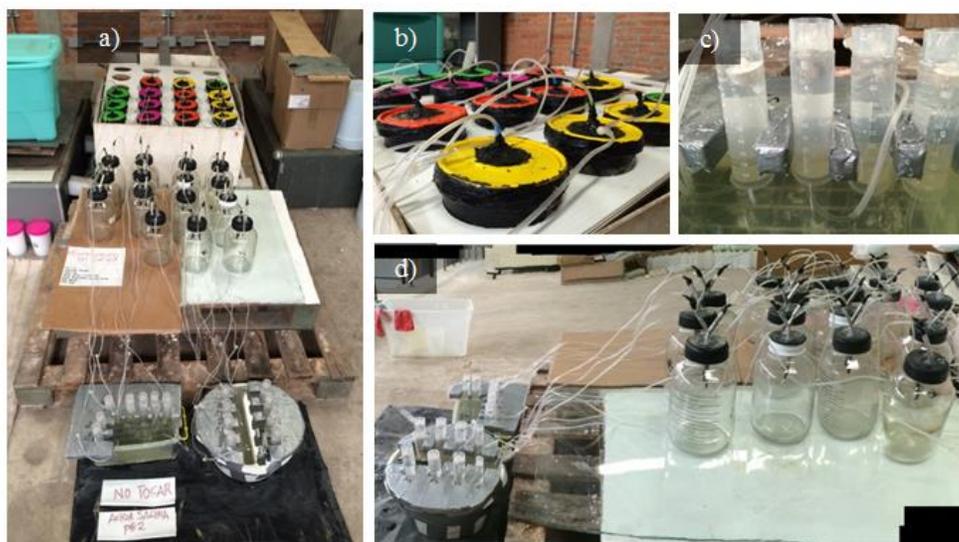
Las películas plásticas PE-Puro y PE-St.Mn. que se utilizaron en este trabajo, fueron extruidas en el año 2012, presentando un peso molecular inicial de  $118,000 \text{ gmol}^{-1}$  y un peso de  $115,660 \text{ gmol}^{-1}$  después de la extrusión, observándose que durante éste proceso se sufre una degradación termomecánica. En la actualidad se tienen procesos estandarizados de producción para películas plásticas comerciales con aditivos pro-oxidantes, las cuales en su formulación incluyen aditivos que retardan el proceso de degradación de las películas y conservan las propiedades mecánicas durante un período de tiempo específico. En este caso, la película plástica extruida no contenía algún otro tipo de aditivo más que el prodegradante, por lo que el proceso de oxidación continuó durante el almacenamiento de la película plástica.

**Tabla 5. 2.** Relación entre el peso molecular, índice de carbonilo y el porcentaje de degradación abiótica de las películas PE-St.Mn.

PARÁMETRO			ETAPA DE EXPERIMENTACIÓN
Peso Molecular ( $g\text{mol}^{-1}$ )	Índice de Carbonilo (IC)	Porcentaje de Degradación Abiótica [DA (%)]	
$10,747 \pm 8.8$	2.5	0.27	Antes de termo-oxidación
$4,969 \pm 1.8$	8.94	97.8	Después de termo-oxidación
$4,516 \pm 0.8$	-	-	Después de biodegradación

### 5.3. REACTORES ANAEROBIOS

El montaje de los reactores anaerobios se llevó a cabo el 10 de febrero del 2016 y fueron removidos el 25 de mayo del mismo año, totalizando un período de 106 días de operación. El arreglo experimental, así como sus componentes, se puede observar en la Figura 5. 5.



**Figura 5. 5.** (a) Diseño de los reactores anaerobios, (b) reactores anaerobios, (c) probetas invertidas, (d) trampas de agua.

Los sustratos se pesaron y trasvasaron a cada uno de los reactores anaerobios para iniciar el proceso de biodegradación. Al principio del experimento, los trozos de película PE-Puro y papel bond, dentro de las mezclas, se podían apreciar perfectamente, contrario a los reactores con película PE-

St.Mn. cuya mezcla fue visualmente homogénea desde un principio, esto debido a la fragilidad que adquirió la película plástica después de ser sometida a oxidación térmica.

Al finalizar el proceso de biodegradación se observó un cambio de coloración, textura y pérdida de humedad en las mezclas de sustratos de cada reactor. En los reactores con FORSU aún se podía apreciar parte de la materia orgánica inicial (cáscaras, huesos). De igual manera se pudieron observar los fragmentos de película de PE-Puro y papel bond, cuya coloración cambió a café oscuro. La película plástica de PE-St.Mn. tras ser recuperada de los reactores fue lavada y secada, permitiendo observar una reducción significativa al tamaño inicial, y un cambio de coloración de transparente a tonalidades que varían desde blanco hasta café oscuro (Figura 5. 6).



**Figura 5. 6.** Aspecto físico de las películas plásticas de PE – St.Mn., PE – Puro y el papel bond, después del proceso de biodegradación.

### 5.3.1. CARBONO TOTAL TEÓRICO DE LAS PELÍCULAS DE POLIETILENO, CELULOSA, FORSU E INÓCULO

El contenido de carbono orgánico total fue analizado al principio y al final de proceso de biodegradación, teniendo al inicio del proceso porcentajes de carbono en la FORSU de 38.8% y en el inóculo de 46.5%. Las películas plásticas de PEBD con y sin aditivo, obtuvieron entre 85.69% y 85.71% de carbono, respectivamente, y el papel bond tuvo un 40% de celulosa, la cual contiene un 44.44% de carbono. La cantidad de carbono utilizada para el cálculo del porcentaje de biodegradación, partiendo de los tres gramos de muestra que se colocaron en los reactores, se reportan en la Tabla 5. 3.

**Tabla 5. 3.** Valores del porcentaje de carbono y masa de carbono teórico de cada material.

MATERIAL DE ANÁLISIS	C <sub>t</sub> (%)	Masa en el reactor (g)	Carbono teórico (g)
FORSU	38.8	100	38.80
Inóculo (lodo anaerobio)	46.5	106	49.29
PEBD puro	85.71	3	2.57
PEBD – St.Mn.	85.69	3	2.57
Celulosa	40% de celulosa	3	0.53

### 5.3.2. ESTIMACIÓN DEL PORCENTAJE DE BIODEGRADACIÓN

A continuación se presenta un gráfico en la que se muestra el comportamiento de la prueba que duro 106 días, de los cuales, a partir del día 75 la producción de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> empezó a disminuir, razón por la que al día 80 se detuvo el monitoreo de producción de estos gases, con la continua evaluación de volumen desplazado acumulado en las probetas. En la Tabla 5. 4 se pueden apreciar los moles totales de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> que se produjeron durante el período de experimentación, así como el volumen capturado por cada uno de los reactores. Se observa que los reactores con mayor producción de volumen capturado fueron los reactores *D*, los cuales representan el control positivo de la prueba al contener la celulosa; y los reactores *B*, que comprenden los reactores con inóculo y FORSU.

Una vez concluido el proceso de biodegradación, se observaron anomalías en los resultados, por ejemplo, en cuanto a la variación dentro de las repeticiones de los reactores *B*, se aprecia que en el reactor *B*<sub>2</sub> hay una producción de volumen capturado de una tercera parte, con respecto al volumen total producido por los reactores *B*<sub>1</sub> y *B*<sub>3</sub>; lo mismo para los reactores *E* (PE-St.Mn), en los cuales el reactor *E*<sub>3</sub> muestra una diferencia de producción del triple de volumen comparado con el volumen recolectado en los reactores *E*<sub>1</sub> y *E*<sub>2</sub>. (Figura 5. 8)

Los resultados de producción de biogás en cuanto a volumen acumulado fueron sometidos a la de prueba estadística de Tukey de comparaciones múltiples (Anexos), en donde tomando en cuenta las medias de cada grupo de reactor (A, B, C, D y E) se realiza una comparación entre las mismas y se establece una distribución en donde las diferencias que estén por encima de un umbral se considerarán diferencias significativas, las que no lo estén se considerarán diferencias no significativas, teniendo como consecuencia la agrupación de las medias de cada reactor en dos grupos: “A” y “B”, las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

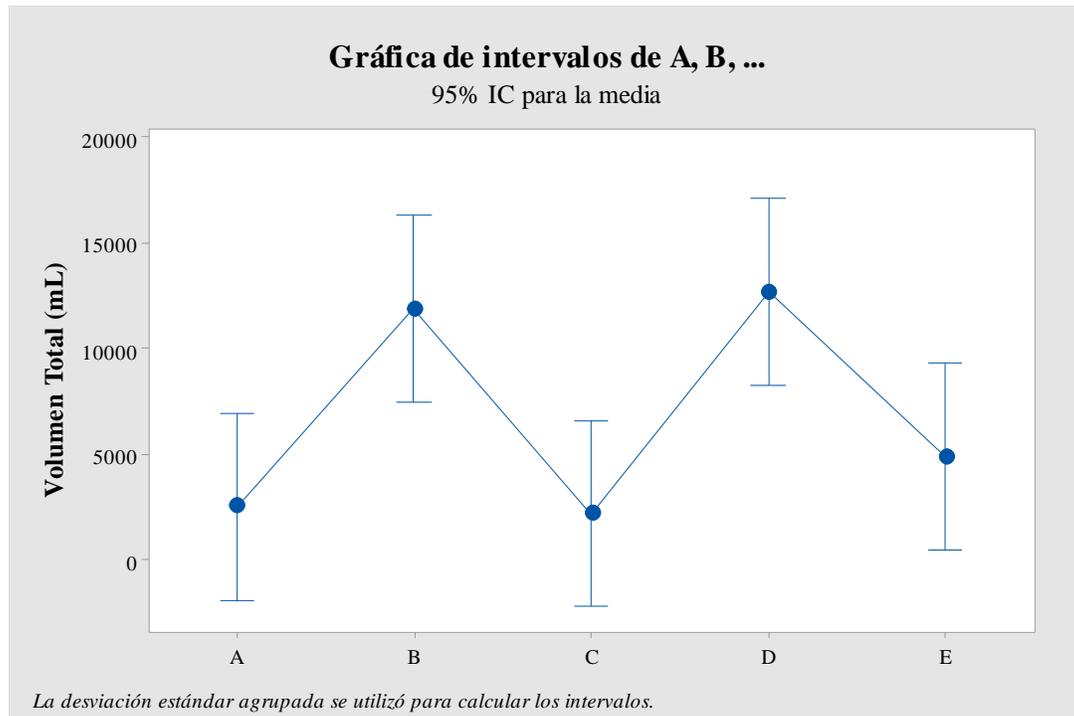
Los reactores quedaron entonces agrupados de la siguiente manera:

- Grupo A: B, D y E
- Grupo B: A, C y E

De los cuales los reactores del grupo “A” (B, D y E) muestran mayor diferencia significativa con respecto a los reactores enlistados en el grupo “B” (A, C y E) y en donde se puede observar que el



reactor E que se encuentra en ambos grupos muestra una diferencia significativa en comparación con el reactor C que se encuentra únicamente en el grupo “B”, pudiendo argumentar de esta manera, que los resultados de volumen de producción de biogás de la serie de reactores E tienen un efecto positivo significativamente mayor a los resultados de los reactores C. (Figura 5. 7)

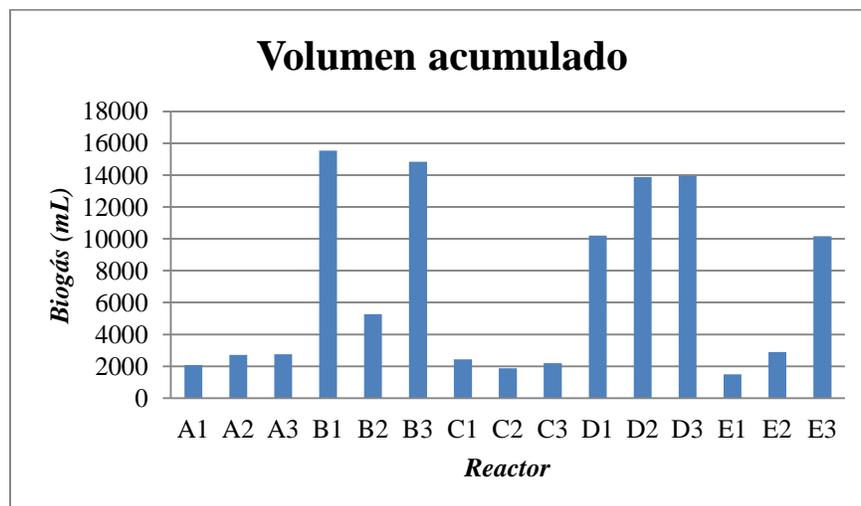


**Figura 5. 7.** Gráfica de intervalos de A, B, C, D y E, de acuerdo a la prueba estadística de Tukey.

Al analizar los resultados correspondientes a los reactores B y C (PE-Puro), se observa una producción total de metano en el reactor B<sub>3</sub> de una tercera parte, con respecto a los reactores B<sub>1</sub> y B<sub>2</sub>. De igual manera en los reactores C, se tiene que el reactor C<sub>2</sub> generó metano en proporción 6:1 con respecto a los reactores C<sub>1</sub> y C<sub>3</sub>; en este caso en particular, la diferencia se debe a la presencia de una fuga de aire, la cual fue sellada múltiples veces. Por este motivo, y debido a que los reactores C contenían el control negativo (película PE-Puro) los cuales debían de haber presentado una producción de biogás casi nula en comparación con los reactores A, B, D y E, y teniendo en cuenta que la fuga permitió la entrada de oxígeno al reactor resultando en la producción de biogás a partir de la mezcla de FORSU e inóculo, se optó por descartar el reactor C<sub>2</sub>. (Figura 5. 9)

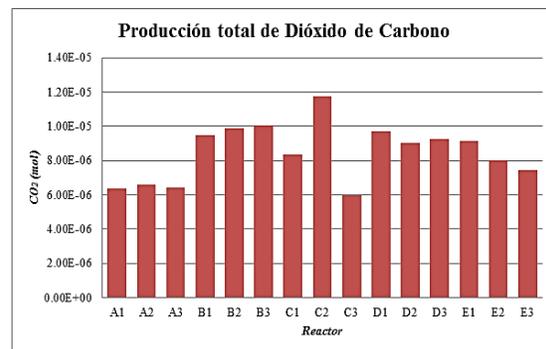
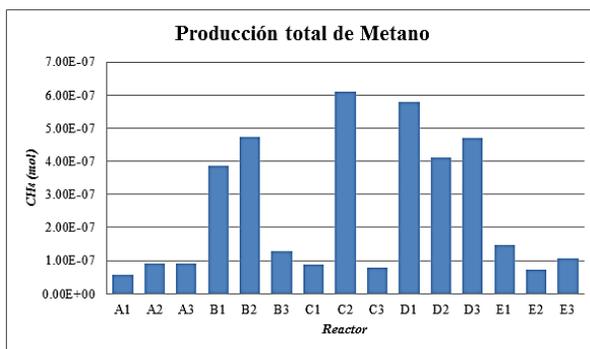
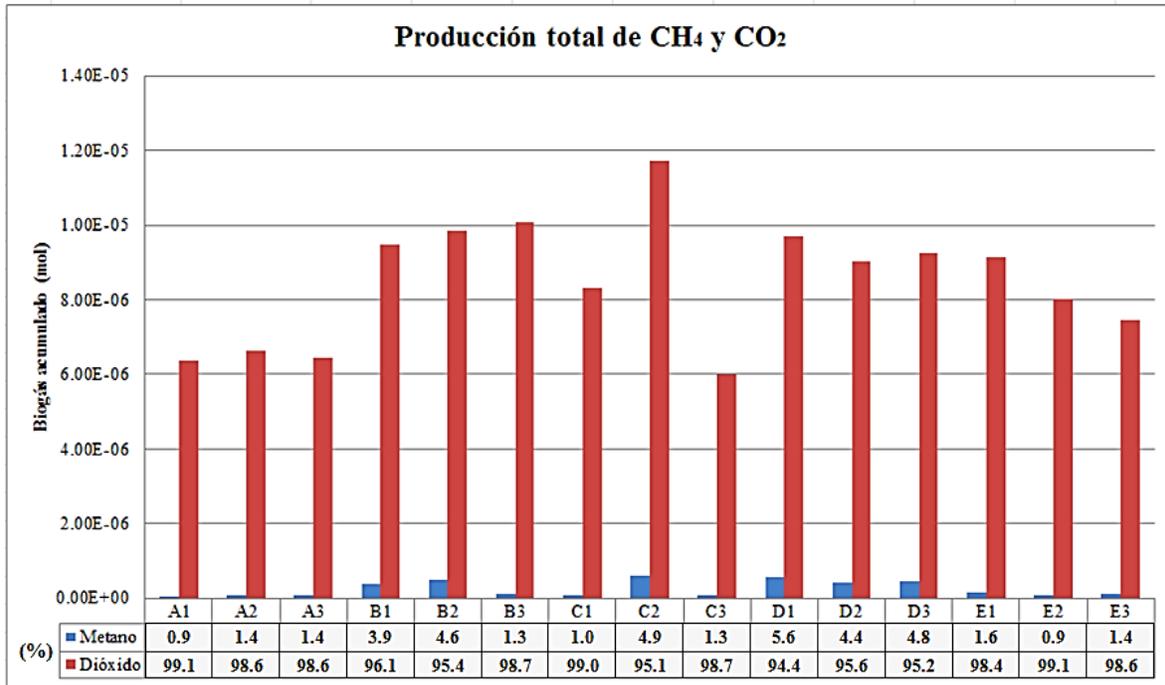
**Tabla 5. 4.** Volumen acumulado y producción de  $CH_4$  y  $CO_2$ , total de los reactores anaerobios.

REACTOR	Volumen acumulado (mL)	$CH_4$ producido (mol)	$CO_2$ producido (mol)
A <sub>1</sub>	2,078	5.6E-08	6.4E-06
A <sub>2</sub>	2,717	9.2E-08	6.6E-06
A <sub>3</sub>	2,757	9.2E-08	6.4E-06
B <sub>1</sub>	15,539	3.9E-07	9.5E-06
B <sub>2</sub>	5,273	4.7E-07	9.9E-06
B <sub>3</sub>	14,834	1.3E-07	1.0E-05
C <sub>1</sub>	2,432	8.8E-08	8.3E-06
C <sub>2</sub>	1,883	6.1E-07	1.2E-05
C <sub>3</sub>	2,197	8.0E-08	6.0E-06
D <sub>1</sub>	10,204	5.8E-07	9.7E-06
D <sub>2</sub>	13,890	4.1E-07	9.0E-06
D <sub>3</sub>	13,942	4.7E-07	9.3E-06
E <sub>1</sub>	1,500	1.5E-07	9.1E-06
E <sub>2</sub>	2,889	1.7E-08	8.0E-06
E <sub>3</sub>	10,173	1.7E-07	7.4E-06

**Figura 5. 8.** Volumen total de biogás capturado por cada reactor durante el proceso de biodegradación.



Los reactores B, de inóculo y FORSU y D, control positivo de celulosa, exhiben los resultados más altos en cuanto a producción de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, así como volumen desplazado acumulado. A pesar de esto, en todos los reactores se advirtió una producción deficiente conforme a lo esperado de metano y dióxido de carbono, teniendo que el volumen desplazado capturado en todos los reactores, correspondía en su mayoría a nitrógeno.



**Figura 5. 9.** Producción de Metano y Dióxido de carbono (mol) total de cada reactor al término del proceso de biodegradación.

Thomas *et al.* (2012), obtuvieron un porcentaje de biodegradación de 2.73% para plásticos oxobiodegradables en reactores anaerobios simulando condiciones de relleno sanitario al evaluar el impacto ambiental de los mismos así como sus efectos negativos y benéficos. De igual manera Frederick y Gómez (2013), en un estudio sobre la evaluación de biodegradabilidad de alternativas



comerciales a los plástico, reportaron un 2% de biodegradación para plásticos oxo con aditivo prodegradante ECM MasterBatch Pellets<sup>TM</sup> additive contra un 25% de biodegradación para bioplásticos. En este estudio se obtuvieron valores de biodegradación que varían desde 0.24% hasta 4.15%, en donde para los reactores *B* y *D*, que mostraron la mayor actividad metanogénica, se obtuvieron los porcentajes más altos de biodegradación en los reactores *B*<sub>2</sub> y *D*<sub>3</sub>, con 4.15% [BD] y 3.65% [BD], respectivamente.

El promedio de materia transformada para los reactores con el control negativo de PE-Puro fue de 0.50% [BD]. De las tres repeticiones que se propusieron para analizar la película de PE-St.Mn., los resultados más bajos que se obtuvieron fueron de 0.24% [BD] para el reactor *E*<sub>1</sub> y 0.40% [BD] para el reactor *E*<sub>2</sub>; en cambio, el reactor *E*<sub>3</sub> alcanzó 1.40% [BD], siendo este resultado mayor a los resultados obtenidos con el control negativo de PE-Puro. Estas diferencias significativas entre las medias de los reactores indican la variabilidad existente entre los resultados de producción de biogás entre los reactores.

Comparando los porcentajes de biodegradación obtenidos en la presente investigación con los reportados en bibliografía, se advierte la posible inhibición del proceso anaerobio por efecto de Ácidos Grasos Volátiles (AGV). Como se sabe, el proceso anaerobio es afectado adversamente con pequeños cambios en los niveles de pH (que se encuentran fuera del intervalo óptimo). Los organismos metanogénicos son más susceptibles a las variaciones de pH que los otros microorganismos de la comunidad microbiana anaerobia. Debido a que la metanogénesis se considera la etapa limitante del proceso, es necesario mantener el pH del sistema cercano a la neutralidad.

Los valores de pH bajos reducen la actividad de los microorganismos metanogénicos, provocando la acumulación de ácido acético y H<sub>2</sub>. Al aumentar la presión parcial del H<sub>2</sub>, las bacterias que degradan el ácido propiónico serán severamente inhibidas, causando una excesiva acumulación de ácidos grasos volátiles de alto pesos molecular, particularmente ácidos propiónico y butírico, los cual disminuirá la producción de ácido acético, generando una disminución del pH.

El pH juega un papel importante en la inhibición por AGV debido a que son tóxicos en su forma no disociada: en esta forma es más fácil su difusión al interior de la célula (Mata-Álvarez, 2013). Los ácidos grasos volátiles (AGV) muy concentrados pueden inhibir la metanogénesis. Labib, *et al.* (1992) reportan que a concentraciones de acetato de 5,000 mg DQO/L se inhibe completamente la oxidación del butirato en un reactor continuo de lecho fluidizado. Otros autores han determinado procesos inhibitorios a concentraciones de 10 g/L de AGV totales (Zupančič y Grilc, 2012). Se ha reportado que los ácidos propiónico y butírico son los que tienen un mayor efecto inhibitorio, y que a concentraciones mayores a 3,000 mg/L de ácido propiónico el sistema falla (Mata-Álvarez, 2013). Pinder y Yu (1993) mencionan que a altas concentraciones de propionato se inhibe el consumo de butirato bajo condiciones mesofílicas.

En la Tabla 5. 5 se muestran los resultados del análisis de ácidos grasos volátiles totales, en donde se pueden apreciar valores mayores a los reportados en la bibliografía responsables de la inhibición del proceso metanogénico.



**Tabla 5. 5.** Análisis de Ácidos Grasos Volátiles (AGV's) totales posterior al proceso de biodegradación.

REACTOR	Acidez volátil (mg/L)
A	2,640
B	11,600
C	3,600
D	4,400
E	15,200

### 5.3.3. BALANCE DE MASA

Al término de la experimentación se trasvasaron y pesaron las mezclas de cada reactor para realizar el cálculo de los gramos de carbono remanente posterior al proceso de biodegradación. En la Tabla 5. 6 se presenta el balance de carbono en los reactores anaerobios, en los cuales se puede observar la masa inicial correspondiente a cada reactor, así como los gramos de carbono iniciales ( $C_i$ ), los gramos de carbono que fueron transformados a  $CH_4$  y  $CO_2$  y los gramos de carbono restantes ( $C_f$ ) al finalizar el proceso.

Con excepción de los reactores A los cuales contenían solamente inóculo, las mezclas estaban constituidas por un sustrato diverso que, en promedio, se conformaba de 210 g de materia, de los cuales un 42.4% representaba la materia orgánica biodisponible. Al finalizar el experimento, la masa seca se redujo aproximadamente entre un 75 – 80%, en el caso de los reactores A, B, C y D, los cuales presentaron una pérdida de aproximadamente 155 – 170 g de masa seca en el caso de los reactores B, C y D, y 80 g en los reactores A. Por otro lado, los reactores E presentaron distintas masas de sustrato restante las cuales se encuentran dentro del rango de los 180 – 210 g, los cuales representan entre un 87 – 98 % de materia no transformada.

Para el cálculo del balance de masa se sumaron los gramos de carbono pertenecientes a la masa restante de sustrato que fue pesada al término de la biodegradación y los gramos de carbono correspondientes a los moles de  $CH_4$  y  $CO_2$  generados durante el período de experimentación. Estos fueron posteriormente restados a los gramos de carbono inicial referentes a la masa inicial colocada en cada reactor. Esta operación da como resultado un 32% de carbono residual, el cual es atribuido a los ácidos grasos volátiles teniendo como base el análisis de AVG totales que fue realizado, comprobando la inhibición de la actividad metanogénica por efecto de la acumulación de ácidos grasos volátiles de alto peso molecular.



**Tabla 5. 6.** Balance de carbono durante el proceso de biodegradación anaerobia y cálculo del porcentaje de biodegradación (% [BD]).

REACTOR	Masa inicial (g)						Carbono inicial (Ci) (g)	Carbono liberado biogás (g)	Carbono final (Cf) (g)	Carbono atribuido a AGV's (g)	Carbono a AGV's (%)	% [BD]	Balance Masa final (g)
	FORSU	Inóculo	PE-Puro	Celulosa	PE-St.Mn.	Mezcla							
A <sub>1</sub>	-	106.8	-	-	-	106.8	49.7	0.3	29.4	19.9	40.2	0.64	49.7
A <sub>2</sub>	-	106.6	-	-	-	106.6	49.5	0.4	31.0	18.1	36.6	0.88	49.5
A <sub>3</sub>	-	106.5	-	-	-	106.5	49.5	0.4	33.4	15.7	31.7	0.87	49.5
B <sub>1</sub>	100.6	106.9	-	-	-	207.5	88.7	3.7	58.7	26.4	29.7	4.15	88.7
B <sub>2</sub>	100.3	106.9	-	-	-	207.2	88.6	1.3	61.8	25.5	28.8	1.48	88.6
B <sub>3</sub>	100.8	107.0	-	-	-	207.8	88.8	3.6	60.4	24.8	27.9	4.08	88.8
C <sub>1</sub>	100.0	106.7	-	3.00	-	209.7	90.8	0.5	52.3	38.0	41.9	0.54	90.8
C <sub>3</sub>	100.0	106.7	-	3.02	-	209.8	90.8	0.3	48.5	42.1	46.3	0.35	90.8
D <sub>1</sub>	100.6	107.2	3.03	-	-	210.8	89.4	2.5	53.0	33.8	37.8	2.82	89.4
D <sub>2</sub>	100.3	106.8	3.04	-	-	210.1	89.1	3.1	53.2	32.8	36.8	3.53	89.1
D <sub>3</sub>	100.4	106.9	3.01	-	-	210.3	89.2	3.3	60.8	25.1	28.1	3.65	89.2
E <sub>1</sub>	100.4	106.8	-	-	3.01	210.2	91.1	0.2	67.6	23.2	31.0	0.24	91.1
E <sub>2</sub>	100.1	106.8	-	-	3.04	209.9	91.0	0.4	73.5	17.1	25.0	0.40	91.0
E <sub>3</sub>	100.9	106.9	-	-	3.05	210.9	91.3	1.2	65.0	25.1	33.0	1.30	91.3



## 6. CONCLUSIONES

En este trabajo se evaluó la producción de  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  de una película plástica oxobiodegradable con aditivo prodegradante de estearato de manganeso al ser sometida a un proceso de biodegradación, bajo condiciones anaerobias de relleno sanitario, comparando con una película plástica de PEBD puro, como control negativo, y de igual manera con celulosa, como control positivo. La propuesta experimental incluyó la oxidación térmica como pretratamiento para disminuir el peso molecular de las películas plásticas, objetivo que fue alcanzado.

### Obtención y Caracterización de FORSU e inóculo

En cuanto a la obtención y caracterización de la muestra de FORSU e inóculo anaerobio, se eligió la estación de transferencia de R.S.U. de la delegación de Milpa Alta para la selección de la muestra de FORSU tomando en cuenta que posee la mayor eficiencia en la recolección separada (90%).

Así mismo se realizó la caracterización fisicoquímica tanto de la FORSU como del inóculo anaerobio, obteniendo parámetros (Humedad, pH, ST, SF, SV, DQO, NT, PT, COT) que se encontraban dentro del rango de calidad que favorecen la obtención de biogás mediante la biodegradación de la FORSU.

### Películas plásticas

De los resultados obtenidos en la termodegradación de las películas de polietileno con estearato de manganeso, se concluye que es posible degradar abióticamente las películas plásticas mediante la exposición de las mismas a una temperatura de  $50^\circ\text{C}$ . En esta investigación el tiempo estimado para dicho proceso tomó 37 días, logrando un  $\text{IC} = 8.94$  y un porcentaje de degradación abiótica [ $\text{DA} (\%) = 97.8$  para la película plástica con aditivo prodegradante, indicando de esta manera la reducción en el peso molecular de la cadena polimérica. Así mismo se realizó el análisis de peso molecular de las películas plásticas por CPG obteniendo un peso molecular de  $10,747 \pm 8.8 \text{ gmol}^{-1}$  al principio de la termoxidación, y  $4,969 \pm 1.8 \text{ gmol}^{-1}$  al final de la degradación abiótica, lo que corrobora los resultados obtenidos por espectrofotometría.

La presencia del estearato de manganeso como aditivo prodegradante en las películas de PEBD, favorece las condiciones para que ésta se degrade abióticamente. En cuanto a la calidad de las películas plásticas, se esperaba que dicho % DA se alcanzara en un período de 12 días, resultando en casi el triple de tiempo requerido, esto debido a varias causas: espesor de la película plástica, concentración de aditivo prodegradante, tipo de aditivo prodegradante, tiempo de manufactura y almacenamiento de la película plástica. Estas variables influyen en la manera en la que la película responde ante la oxidación térmica.

### Biodegradación

En el presente estudio se realizaron pruebas a nivel laboratorio con parámetros predeterminados simulando condiciones de relleno sanitario mediante el montaje de reactores controlados, con fracción orgánica de RSU, inóculo y películas plásticas termo-oxidadas. En el transcurso de los 80 días de medición de biogás la concentración de  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ , y el volumen de biogás presentan



valores cambiantes y no es posible identificar una tendencia definida. En la investigación llevada a cabo, la concentración de metano y dióxido de carbono no aumenta con respecto al tiempo, circunstancia que se adjudica a la acumulación de AGV's de alto peso molecular, por efecto del descenso del pH, lo que repercutió en la inhibición de la etapa de metanogénesis. En la bibliografía se reporta la inhibición de procesos anaerobios a partir de 3,000 mg/L de ácido propiónico, lo cual concuerda con los resultados obtenidos de AGV's totales en el presente estudio, con valores mínimos de 2,640 mg/L y máximos de 15,200 mg/L.

Se obtuvieron los porcentajes de biodegradación de las películas plásticas mediante la medición del biogás producido, teniendo como resultado que los reactores *B* y *D* fueron los que presentaron mayores porcentajes de biodegradación (4.15% y 3.65%), seguidos por el reactor *E<sub>3</sub>* con un 1.40 % (BD). Los resultados más bajos los reportaron los reactores *C* y *A* con 0.35% y 0.64 %. A pesar de que los resultados obtenidos no fueron los esperados, los datos fueron tratados estadísticamente mediante un análisis ANOVA de 1 factor, encontrando que existe variabilidad en los datos entre los reactores.

### Propuesta de Gestión

Examinando los análisis de los resultados de biodegradación obtenidos por dos métodos de disposición final para las bolsas plásticas oxobiodegradables: Compostaje y relleno sanitario y poniendo en balanza los porcentajes de biodegradación obtenidos por Roé (2015) mediante compostaje, revelan un 65.56% contra un 1.40% de biodegradación de películas plásticas oxobiodegradables. Las conclusiones obtenidas en esta investigación, congruentes con lo que se reporta en bibliografía implican que la disposición de las bolsas plásticas oxobiodegradables mediante la herramienta de relleno sanitario no es una medida razonable debido a los efectos negativos que esta opción representa, principalmente por la complejidad de las reacciones involucradas en el proceso de digestión anaerobia y su difícil control, que en consecuencia resultan en un limitado producto gaseoso carente de metano y dióxido de carbono; lo que implica la escasa biodegradación de las bolsas plásticas oxobiodegradables, lo que provoca la acumulación de las bolsas plásticas degradadas, lo que con el tiempo implicará un foco de contaminación.

Esto, aunado a la infraestructura con la que cuenta el país para la disposición final de RSU, en donde solo algunos de los rellenos sanitarios que operan hoy en día cumplen con la normativa y las regulaciones necesarias para operar adecuadamente, lo que conlleva la deficiente contención de los gases debido a los ineficaces sistemas de captación de gases de los rellenos sanitarios.

De igual manera, tomando en cuenta que la dinámica poblacional y socioeconómica provoca una mayor generación de residuos sólidos y por ende se requiere de una mayor cobertura y eficiencia en la prestación, dotación y cobertura de servicios, específicamente lo referente a, limpia recolección y disposición final de desechos. Para poder depositar los residuos en un relleno sanitario es necesario contemplar maquinaria para mantenimiento, movimiento y recubrimiento de los residuos. Sin embargo, la cantidad de subproductos generados y una vez concluido el tiempo de vida del relleno sanitario, provocan la saturación inmediata.

En conclusión, tomando en cuenta el bajo porcentaje de biodegradabilidad de los plásticos oxobiodegradables comparado con el porcentaje obtenido por medio del método de compostaje, las ventajas en cuanto a control, operación y costos, que presenta la composta sobre los rellenos



sanitarios, se aconseja el aprovechamiento de las bolsas plásticas oxobiodegradables contenidas en los R.S.U. mediante la medida de disposición final de compostaje,

Esta medida será eficaz siempre y cuando se cuente con normalización en la producción de las bolsas plásticas de este tipo, considerando el espesor de las películas, la concentración y tipo de aditivo, entre otros, para de esta manera poder garantizar la mayor biodegradación del material y una mayor asimilación en el medio ambiente.



## ANEXOS

### A) Análisis estadístico

Prueba de Tukey del apartado 5.3.2.

Los resultados del análisis estadístico de los parámetros evaluados se presentan en las siguientes tablas.

#### ANOVA de un solo factor: A, B, C, D, E

##### Método

Hipótesis nula	Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna	Por lo menos una media es diferente
Nivel de significancia	$\alpha = 0.05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

##### Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	5	A, B, C, D, E

##### Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	4	311827772	77956943	6.56	0.007
Error	10	118792673	11879267		
Total	14	430620445			

##### Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
3446.63	72.41%	% 61.38%	37.93%

##### Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
A	3	2517	381	(-1917, 6951)
B	3	11882	5734	(7448, 16316)
C	3	2170	275	(-2263, 6604)
D	3	12678	2143	(8245, 17112)
E	3	4854	4658	(420, 9288)

Desv.Est. agrupada = 3446.63



Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

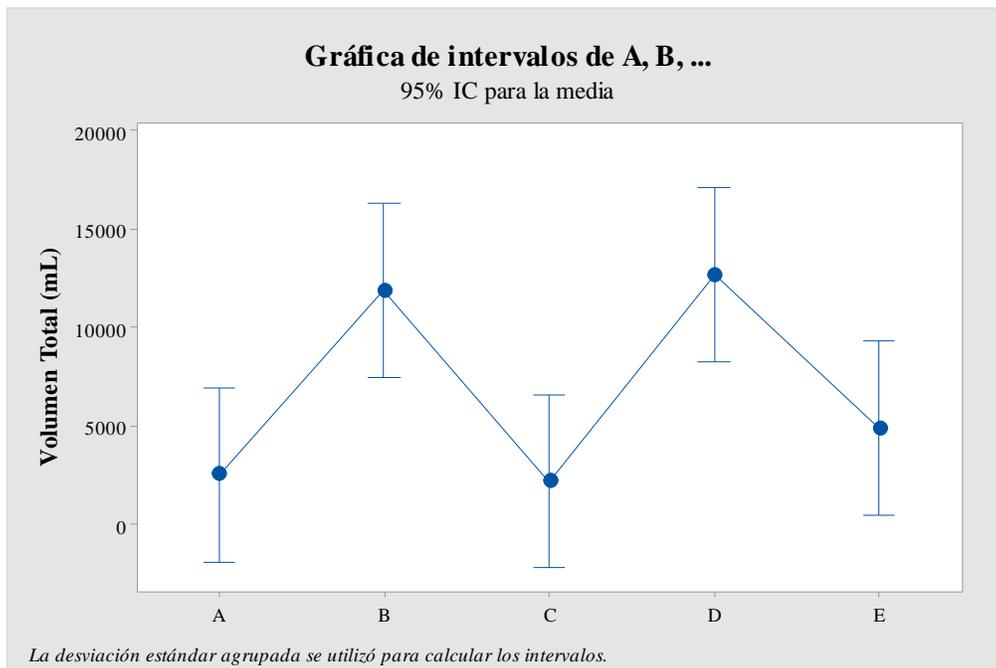
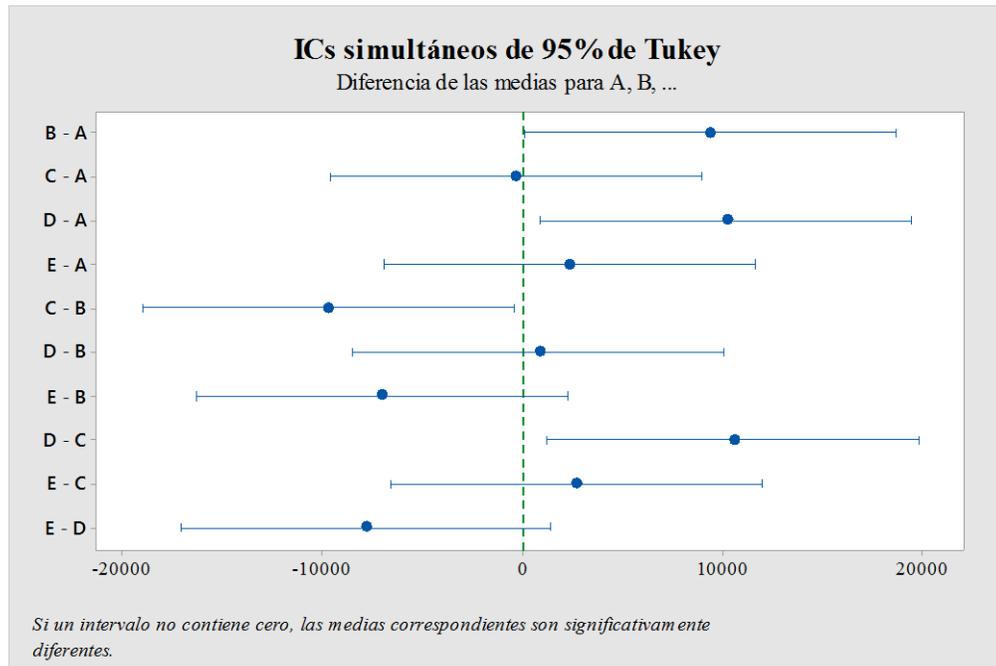
Factor	N	Media	Agrupación
D	3	12678	A
B	3	11882	A
E	3	4854	A B
A	3	2517	B
C	3	2170	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

ICs simultáneos de 95% de Tukey



Gráficos prueba estadística de Tukey





## REFERENCIAS

- Abrusci C.; Pablos J.; Marín I.; Espí E.; Corrales T.; Catalina F., **“Comparative Effect of Metal Stearates as Pro-oxidant Additives on Bacterial Biodegradation of Thermal- and Photo-degraded Low Density Polyethylene Mulching Films”**, International Biodeterioration & Biodegradation, 83: 25-32, 2013.
- Abrusci, C.; Pablos J.; Marín I.; López-Marín J.; Catalina F.; Espí E.; Corrales T., **“Photodegradation of Polyethylenes: Comparative Effect of Fe and Ca-Stearates as Pro-Oxidant Additives”**, Polymer Degradation and Stability, 95(10): 2057-2064. 2010.
- Alcántar I., **“Potencial de Generación de Biogás de la Codigestión Anaerobia de Residuos Sólidos Orgánicos Urbanos con Aceite Comestible Usado”**, Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, 2014.
- Alibardi L.; Cossu R., **“Composition Variability of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Effects on Hydrogen and Methane Production Potentials”**, Waste Management, 36: 147-155, 2015.
- Álvarez A., **“Degradación de Película de Polietileno con Aditivo Pro-Pxidante durante el Compostaje”**, Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, 2014.
- Ambientaling Wordpress, **“Residuos Sólidos y Peligrosos”**, 2010. Recuperado de: [ambientaling.wordpress.com](http://ambientaling.wordpress.com) el 20 de Marzo del 2015.
- Ammala A.; Bateman S.; Dean K.; Petinakis E.; Sangwan P.; Wong S.; Yuan Q.; Yu L.; Patrick C.; Leong K., **“An Overview of Degradable and Biodegradable Polyolefins”**, Progress in Polymer Science, 2011.
- Angelidaki I.; Ahring B., **“Thermophilic Anaerobic Digestion of Livestock Waste: The Effect of Ammonia”**, Applied Microbiology and Biotechnology, 38(4): 560-564, 1993.
- Angelidaki I.; Ellegaard L.; Ahring B., **“A Mathematical Model for Dynamic Simulation of Anaerobic Digestion of Complex Substrates: Focusing on Ammonia Inhibition”**, Biotechnology and Bioengineering, 42(2): 459-166, 1993.
- APHA 2540 B. **“Determinación de Sólidos Totales Secados a 103 – 105°C”**
- APHA 2540 C. **“Determinación de Sólidos Totales Disueltos Secados a 180°C”**
- APHA 2540 D. **“Determinación de Sólidos Totales en Suspensión Secados a 103 – 105°C”**
- APHA 2540 E. **“Determinación de Sólidos Fijos y Volátiles Incinerados a 550°C”**
- APHA 2540 F. **“Determinación de Sólidos Sedimentables”**
- APHA 2540 G. **“Determinación de Sólidos Totales, Fijos y Volátiles en Muestras Sólidas y Semisólidas”**
- APHA 5210 A. **“Determinación de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)”**



- APHA 5220 A. **“Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)”**
- APHA 5310 A. **“Determinación de Carbono Orgánico Total (COT)”**
- Arriaga D., **“Exceso de Basura y Falta de Cultura ambiental en Zihuatanejo”**, recuperado de: [www.despertardelacosta.com](http://www.despertardelacosta.com), el 03 de Noviembre del 2014.
- ASTM D 5208–01. **“Standard Practice for Fluorescent Ultraviolet (UV) Exposure of Photodegradable Plastics”**
- ASTM D 5338–98. **“Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Controlled Composting Conditions”**, (Reapproved 2003)
- ASTM D 5526–94. **“Standard Test Method for Determining Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Accelerated Landfill Conditions”**, (Reapproved 2002)
- ASTM D5477-02. **“Standard Practice for Identification of Polymer Layers or Inclusions by Fourier Transform Infrared Microspectroscopy (FT-IR)”**
- ASTM. 2002a. **“Standard Test Method for Tensile Properties of Thin Plastic Sheeting D882”**, American Standard Testing and Materials, Washington, DC, EEUU.
- ASTM. 2002b. **“Standard Practice for Identification of Polymer Layers or Inclusion by Fourier Transform Infrared Microspectroscopy (FT-IR) D5477-02”**, American Standard Testing and Materials, Washington, DC, EEUU.
- Bañuelos O., **“Evaluación de la Degradación de Películas de Polietileno con Aditivo Pro-Oxidante en el proceso de Compostaje”**, Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, 2014.
- Barikani M.; Eltayeb E.; Mahdavian A.; Honarkar H., **“The Effect of Cobalt Naphthenate and 2-Hydroxy- 4-methoxybenzophenone on Photo-oxidative Degradation of LDPE”**, Iranian Polymer Journal, 18(9): 753-760, 2009.
- Blesa J., **“Bolsa de Plástico”**, 2015. Recuperado de [www.prezi.com](http://www.prezi.com) el 15 de Abril de 2015.
- Bonan L.; Klein J.; Brandalise R.; Zeni M.; Zoppas B.; Grisa A., **“Study of Oxo-biodegradable Polyethylene Degradation in Simulated Soil”**, Universidad Federal de Río Grande del Sur, Puerto Alegre, Brazil, 2014.
- Bouaza A.; Dehbi A.; Moura A., **“Artificial Ageing of Tri-Layer Polyethylene Film used as Greenhouse Cover under the Effect of the Temperature and the UV-A -simultaneously”**, Materials & Design, 31(2): 864-869, 2010.
- Briassoulis D.; Aristopoulou A.; Bonora M.; Verlodt I., **“Degradation Characterisation of Agricultural Low-density Polyethylene Films”**, Biosystems Engineering, 88(2): 131-143, 2004.
- Burke D., **“Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook. Option for Recovering Beneficial Products from Dairy Manure”**, Environmental Energy Company. Olympia Washington, EEUU, 16-35, 2011.
- Camargo Y.; Vélez A., **“Emisiones de Biogás Producidas en Rellenos Sanitarios”**, II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, 2009.



- Campomanes R.; Montagna L.; Forte M., **“Study on the Accelerated Biodegradation of PP Modified with an Organic Pro-Degradant Additive”**, Journal of Applied Polymers Science, 1(5): 131-22, 2014.
- Campuzano R., **“Lixiviación de Residuos Sólidos Urbanos para Incrementar la Rapidez de Producción de Biogás”**, Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, 2015.
- Castañeda G.; Ramírez F.; Ramírez M.; Volke T.; Velasco J.; Flores S.; Piña O.; Rodríguez R.; Cruz Y.; Espinosa S.; López R.; Alcántara G., **“Degradación y Estabilización Acelerada de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) por Tratamientos Aerobios y Anaerobios – Informe Final”**, Universidad Autónoma Metropolitana unidad Iztapalapa, 2007.
- Castellón H., **“Plásticos Oxo-Biodegradables vs. Plásticos Biodegradables: ¿Cuál es el Camino?”**, Corporación Mexicana de Resinas, CORAMER, C. A. 2010.
- Chávez I., **“Degradación de Películas de Polietileno con Aditivo Prodegradante en Reactores de Relleno Sanitario”**, Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, 2014.
- Chiellini E.; Corti A.; Swift G., **“Biodegradation of Thermally-Oxidized Fragmented Low-Density Polyethylene”**, Polymer Degradation and Stability, 81(2): 341-351, 2013.
- Chiellini E.; Corti A.; D'Antone S.; Baciú R., **“Oxo-Biodegradable Carbon Backbone Polymers – Oxidative Degradation of Polyethylene under Accelerated Test Conditions”**, Polymer Degradation and Stability, 91(11): 2739-2749, 2006.
- Choreño J., **“Oxo-Degradación del Polietileno de uso Industrial con sales Pro-Oxidantes”**, Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, 2013.
- Christensen T.; Kjeldsen P., **“Basic Biochemical Processes in Landfills”**, Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. London, 1998.
- Conde M., **“Presente Futuro de la Industria del Plástico en México”**, Centro Empresarial del Plástico, 2012.
- Contat-Rodrigo L., **“Thermal Characterization of the Oxo-Degradation of Polypropylene Containing a Pro-Oxidant/Pro-Degradant Additive”**, Polymer Degradation and Stability, 98(11): 2117-2124, 2013.
- Deublein D.; Steinhauser A., **“Biogas from Waste and Renewable Resources, an Introduction”**, Wiley-VCH, Weinheim, ISBN 978-3-527-31841-4, 450, 2008.
- Dirksen K., **“Vetando el Uso de las Bolsas de Plástico”**, Faircompanies. Faircompanies Barcelona, recuperado de: Faircompanies.com, el 03 de Noviembre del 2014.
- Elbeshbishy E.; Nakhla G.; Hafez H., **“Biochemical Methane Potential (BMP) of Food Waste and Primary Sludge: Influence of Inoculum Pre-Incubation and Inoculum Source”**, Bioresour Technol, 110: 18–25, 2012.
- Feldman D., **“Polymer Weathering: Photo-Oxidation”**, Journal of Polymers and the Environment, 10(4): 163-173, 2002.



- Fernandez J.; Pérez M.; Romero L., ***“Kinetics of Mesophilic Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Influence of Initial Total Solid Concentration”***, Bioresource Technology, 101(16): 6322-6328, 2010.
- Flores M., ***“Identificación de Microorganismos presentes en la Composta durante la Biodegradación de Películas de Polietileno con Aditivos Pro-Oxidantes”***, Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, 2015.
- Focke W.; Magagula B.; Nhlapo N., ***“Mn<sub>2</sub>Al-LDH- and Co<sub>2</sub>Al-LDH- Stearate as Photodegradants for LDPE Film”***, Polymer Degradation and Stability, 94(6): 947-954, 2009.
- Forster T., ***“Digestión Anaerobia Termofílica Seca de Residuos Sólidos Urbanos: Estudio de las Variables del Proceso en el Arranque y Estabilización del Bio-Reactor”***, Tesis de Doctorado, Universidad de Cádiz, 2005.
- Frederick C.; Gómez E., ***“Biodegradability of Conventional and Bio-Based Plastics and Natural Fiber Composites during Composting, Anaerobic Digestion and Long-Term Soil Incubation”***, Polymer Degradation and Stability, 98(12): 2583-2591, 2013.
- Friedrich J., 2014, ***“Etapas de la Digestión Anaerobia”***, Recuperado de: <https://fjarabo.webs.ull.es>
- Gerardi M., ***“The Microbiology of Anaerobic Digesters, Wiley-Interscience”***, Wastewater Microbiology Series, ISBN 0-471-20693-8, 188, 2003.
- Gómez E., ***“Biodegradation of Bio-Based Plastics and Anaerobic Digestion of cavitated Municipal Sewage Sludge”***, Tesis de Doctorado, Universidad del Estado de Ohio, Programa de Ingeniería en Agricultura y Biología y Alimentos, 2013.
- Greenpeace International, 2016, ***“Trashing Our Oceans”***, Recuperado de: <http://www.greenpeace.org/>
- Haddad D.; Geresh S.; Sivan A., ***“Biodegradation of Polyethylene by the Thermophilic Bacterium Brevibacillus borstelensis”***, Journal of Applied Microbiology, 98(5): 1093-1100, 2005.
- Hernández A.; Patiño D., ***“12 Mil Toneladas de Basura a la Basura”***, El Financiero, México D.F., 19 de Septiembre de 2014 (En sección Economía).
- Holm-Nielsen J.; Al Seadi T.; Oleskowicz-Popiel P., ***“The Future of Anaerobic Digestion and Biogas Utilization”***, Bioresource Technology, 100(822): 5478-5484, 2009.
- Castillo C., ***“¿Bolsas de Plástico, Mal que dura hasta Mil Años!”***, recuperado de: [www.informador.com.mx](http://www.informador.com.mx), el 03 de Noviembre del 2014.
- Ishigaki T.; Sugano W.; Nakanishi A.; Tateda M.; Ike M.; Fujita M., ***“The Degradability of Biodegradable Plastics in Aerobic and Anaerobic Waste Landfill Model Reactor”***, Chemosphere 54(3): 225–233, 2004.
- Itävaara M.; Karjomaa S.; Selin J., ***“Biodegradation of Polylactide in Aerobic and Anaerobic Thermophilic Conditions”***, Chemosphere 46(2): 879–885, 2002.
- Johannessen L., ***“Guidance Note on Recuperation of Landfill Gas from Municipal Solid Waste Landfills”***, Urban Development Division, Urban Waste Management Thematic Group, 1999.



- Karlsson S.; Albertsson A., *“The Influence of Biotic and Abiotic Environments on the Degradation of Polyethylene”*, Progress in Polymer Science, 15(2): 177-192, 1990.
- Karlsson S.; Erlandsson B.; Albertsson A., *“The Mode of Action of Corn Starch and a Pro-Oxidant System in LDPE: Influence of Thermo-Oxidation and UV-Irradiation on the Molecular Weight Changes”*, Polymer Degradation and Stability, 55(2): 237-245, 1997.
- Khabbaz F.; Albertsson A., *“Rapid Test Methods for Analyzing Degradable Polyolefins with a Pro-Oxidant System”*, Journal of Applied Polymer Science, 79(12): 2309–2316, 2001.
- Kiener R., *“Plastic Pollution”*, CQR - CQ Press Library, 4(7), 2010.
- Kunioka M.; Yagi H.; Ninomiya F.; Funabashi M., *“Anaerobic Biodegradation Tests of Poly(lactic acid) under Mesophilic and Thermophilic Conditions Using a New Evaluation System for Methane Fermentation in Anaerobic Sludge”*, International Journal of Molecular Sciences, 10-9, 3824-3835. 2009.
- Kunioka M.; Yagi H.; Ninomiya F.; Funabashi M., *“Anaerobic Biodegradation Tests of Poly (Lactic Acid) and Polycaprolactone using new Evaluation System for Methane Fermentation in Anaerobic Sludge”*, Polymer Degradation and Stability, 94(9): 1397-1404, 2009.
- Kyrikou I.; Briassoulis D.; Hiskakis M.; Babou E., *“Analysis of Photo-Chemical Degradation Behaviour of Polyethylene Mulching Films with Pro-Oxidants”*, Polymer Degradation and Stability, 96(12): 2237-2252, 2011.
- Labib F.; Ferguson J.; Benjamin M.; Merigh M.; Ricker L., *“Anaerobic Butyrate Degradation in a Fluidized-Bed Reactor: Effects of Increased Concentrations of H<sub>2</sub>, and Acetate”*, Environmental Science & Technology 26: 369–376, 1992.
- Limón G., *“Biodegradación de Polietileno de Baja Densidad por Hongos Filamentosos”*, Tesis de Maestría, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, 2001.
- Maier M., *“Polímeros Aspectos Teóricos Elementales”*, Departamento de Química Orgánica Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA), 2011.
- Marvin S., *“Las Bolsas de Plástico en nuestra vida Diaria”*, 2013. Recuperado de: <http://marvins2001.blogspot.mx> el 27 de Septiembre del 2014
- Massardier V.; Pestre C.; Cruard-Pradet T.; Bayard R., *“Aerobic and Anaerobic Biodegradability of Polymer Films and Physico-Chemical Characterization”*, Polymer Degradation and Stability, 91(3): 620-627, 2006.
- Mata-Álvarez J., *“Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes”*, IWA Publishing, ISBN: 1 900222 14 0, 2003.
- Mata-Álvarez J.; Macé S.; Llabrés P., *“Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes. An Overview of Research Achievements and Perspectives”*, Bioresource Technology 74(1): 3-16, 2000.
- Ministerio de Energía (MINENERGIA); Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO);



- Global Environment Facility (GEF), *“Manual de Biogás”*, ISBN 978-95-306892-0, 40-48, 2011.
- Muñoz A., *“¿Alternativa a la bolsa de plástico?”*, 2011. Recuperado de: [www.eoi.es/blogs/anamariamunozberja](http://www.eoi.es/blogs/anamariamunozberja) el 24 de Noviembre del 2014.
- NMX-AA-028-SCFI-2001. *“Análisis de Agua – Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales (DBO<sub>5</sub>) y Residuales Tratadas – Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-028-1981)”*
- NMX-AA-16-1984. *“Protección al Ambiente – Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales – Determinación de Humedad”*
- NMX-AA-21-1985. *“Protección al Ambiente – Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales – Determinación de Materia Orgánica”*
- NMX-AA-24-1984. *“Protección al Ambiente – Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales – Determinación de Nitrógeno Total”*
- NMX-AA-52-1984. *“Protección al Ambiente – Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales – Preparación de Muestras en Laboratorio para su Análisis”*
- NMX-AA-67-1985. *“Protección al Ambiente – Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales – Determinación de la Relación Carbono/Nitrógeno”*
- Norlander B., *“Floating Junkyard: Plastic Pollution is Turning Parts of the Ocean into a Deadly Dump”*, Student Resource Center – Gold. Science World, 2010.
- Ojeda T., *“Degradability of Linear Polyolefins under Natural Weathering; Polymer Degradation and Stability”*, Polymer Degradation and Stability, 94(4): 703–707, 2011.
- Olayan B.; Hami H.; Owen E., *“Photochemical and Thermal Crosslinking of Polymers”*, Journal of Macromolecular Science Part C Polymer Reviews, 36(4):671-719, 1996.
- Painter C.; Coleman M., *“Essentials of Polymer Science and Engineering”*, DEStech Publications Inc., 978(1), 2009.
- Peralta B., *“México Contaminado por Plástico”*, 2014. Recuperado de [www.prezi.com](http://www.prezi.com), el 25 de Febrero del 2015.
- Pinder K.; Yu J., *“Utilization of Volatile Fatty Acids in Methanogenic Biofilms”*, Bioresource Technology, 46(3): 241-250, 1993.
- Plásticos Degradables S.A. de C.V., 2010. *“¿Qué es d2w?”*, Recuperado de: [www.plasticosdegradables.com.mx/plast4.html](http://www.plasticosdegradables.com.mx/plast4.html) el 23 de Marzo del 2015.
- Proefrock P., *“¿Greener Plastics or More Greenwash?”*, recuperado de: <http://www.ortablu.org>, 2012.
- Proefrock P., *“Bioplastic Made from Waste Shrimp Shells”*, recuperado de: <http://www.ortablu.org>, 2012.



- Ramos D., *“Trituración de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos de la Ciudad de México y producción Anaerobia de Biogás”*, Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, 2012.
- Roé A., *“Degradación de Películas de Polietileno Oxo-Biodegradables sometidas a Termo-Oxidación y Composteo”*, Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, 2015.
- Rojas U., *“Hidrólisis Química de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos y Producción de Biogás”*, Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, 2012.
- Rojas E.; Greene J., *“Performance Evaluation of Environmentally Degradable Plastic Packaging and Disposable Food Service Ware - Final Report”*, Integrated Waste Management Board, California State University Chico Research Foundation, 2007.
- Roy P.; Surekha P.; Rajagopal C.; Choudhary V., *“Effect of Cobalt Carboxylates on the Photo-Oxidative Degradation of Low Density Polyethylene, Part I”*, Polymer Degradation and Stability, 91(9): 1980-1988, 2006.
- Sánchez F., *“Análisis de la Biodegradación de Películas de Polietileno con Estearato de Manganeso en el Proceso de Compostaje”*, Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, 2014.
- Sandoval C; Carreño M.; Castillo E.; Vergara M., *“Caracterización Microbiológica de Lodos Anaerobios utilizados en el Tratamiento de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos”*, Ciencia y Tecnología, 35(1): 509-510, 2007.
- Santos K.; Colmenares W., *“Generación y Manejo de Gases en Sitios de Disposición Final”*, recuperado de: IngenieríaQuímica.org, 2007
- Schön M., *“Numerical Modelling of Anaerobic Digestion Processes in Agricultural Biogas Plants”*, Universidad Innsbruck, ISBN 78-3-902719-61-4, 2010.
- Secretaría de Medio Ambiente, *Inventario de Residuos Sólidos*, México, Distrito Federal, 2014. Recuperado de: <http://www.sedema.cdmx.gob.mx/>
- Speece R., *“A Survey of Municipal Anaerobic Sludge Digesters and Diagnostic Activity Assays”*, Wat. Research, 22(3): 365-372, 1987.
- Speece R., *“Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatments”*, Archae Press, Nashville, TN, USA, 1996.
- Speece R., *“Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment”*, Environmental Science Technology, 17(9): 416-427, 1983.
- Tabone M.; Cregg J.; Beckman E.; Landis A., *“Sustainability Metrics: Life Cycle Assessment and Green Design in Polymers”*, University of Pittsburgh, Environmental Science & Technology, 36(8): 1015-1049, 2010.
- Thomas N.; Mclauchlin A.; Patrick S.; Clarke J., *“Oxo-Degradable Plastics: Degradation, Environmental Impact and Recycling”*, Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Waste and Resource Management, 165(3): 133-140, 2012.



- Volke S., *“Efecto de Tratamientos Físicoquímicos y Co-Metabolismo en la Degradación de Polietileno de Baja Densidad por Hongos Filamentosos”*, Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. México, D.F. México, 1997.
- Yagi H.; Ninomiya F.; Funabashi M.; Kunioka M., *“Bioplastic Biodegradation Activity of Anaerobic Sludge Prepared by Preincubation at 55°C for new Anaerobic Biodegradation Test”*, Polymer Degradation and Stability, 95(8): 1349-1355, 2010.
- Zupančič G.; Grilc V., *“Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste”*, Management of Organic Waste, ISBN 978-953-307-925-7, 2012.