

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA  
UNIDAD AZCAPOTZALCO

# DEGRADACIÓN DE PAÑALES DESECHABLES USADOS MEDIANTE DIGESTIÓN ANAEROBIA

TESIS PARA OBTENER EL GRADO

MAESTRÍA EN CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTALES

PRESENTA

ING. ADRIÁN MORALES GONZÁLEZ

ASESORAS

DRA. ROSA MARIA ESPINOSA VALDEMAR

M. en C. I. PERLA XOCHITL SOTELO NAVARRO



2016

SINODALES

Dra. Rosa María Espinosa Valdemar

M. en C.I. Perla Xochitl Sotelo Navarro

Dra. Alethia Vázquez Morillas

M. en C. Constantino Gutiérrez Palacios

Unless someone like you cares a whole awful lot, nothing is going to get better. It's not.

("A menos que alguien como tú se preocupe demasiado, nada va a mejorar. Nada.")

Dr. Seuss (The Lorax, 1971)

## RESUMEN

Los pañales desechables se han convertido en un producto de uso cotidiano y en muchos países no existe un plan de manejo para su disposición; por lo que constituyen una fracción importante de los residuos sólidos urbanos que llegan a los sitios de disposición. En México se generan diariamente más de 7,517 toneladas de pañales desechables, correspondientes al 6.52% del total de los residuos sólidos urbanos. Una de las alternativas para el tratamiento de los residuos es la digestión anaerobia, en la que la descomposición de la materia orgánica genera biogás y un digestato por acción microbiana. El objetivo de este trabajo fue investigar si los pañales desechables usados son un buen sustrato para la generación de biogás -un producto con potencial de utilización en sustitución de combustibles fósiles- y a la par, disminuir los residuos que llegan a sitios de disposición. Se utilizaron pañales con heces fecales y orina, recolectados separados del resto de los residuos. Para aumentar el área de contacto y facilitar la acción del consorcio microbiano, los pañales fueron triturados y se combinaron con pasto como agente abultante. Como promotor de la digestión anaerobia se utilizó un inóculo procedente de un reactor anaerobio. Tanto los pañales como el agente abultante se caracterizaron a través del pH, humedad, materia orgánica, cenizas, nitrógeno total y la relación carbono-nitrógeno. Para el proceso de digestión anaerobia se utilizaron reactores de plástico de 1 L de capacidad, en los que se colocó el sustrato, el inóculo y una solución mineral –la cual se adicionó como soporte para el consorcio microbiano-; los reactores se colocaron en un baño de agua con temperatura controlada; cada reactor se acopló a un sistema de desplazamiento de salmuera ácida en el cual se midió la producción de biogás. Se evaluaron dos temperaturas: 37 y 58 °C; en cada reactor se introdujo una cantidad de sustratos equivalente al 25% de sólidos totales en diferentes combinaciones: pañal, pasto y pañal-pasto; se agregó un 10% de inóculo en volumen y la solución mineral necesaria para aforar a 1 L. El tiempo de residencia fue de 30 días. Los resultados de la caracterización de los sustratos demostraron que estos sustratos son adecuados y que su mezcla puede ser utilizada para la digestión anaerobia. De acuerdo con el análisis estadístico, el mejor sustrato es la mezcla pañal-pasto, con esta se obtuvo la mayor producción de biogás a 37°C: 5788.67 ml. Los resultados obtenidos permiten vislumbrar que estos residuos pueden ser utilizados para la producción de metano.

## **ABSTRACT**

Disposable diapers have become a commonly used product in many countries. They account for a significant proportion in urban solid waste, however, in many developing countries there is no management plan for its disposal and they end their life in disposal sites. Mexico generates more than 7,517 tons of disposable diapers daily, accounting for 6.52% of municipal solid waste. Diapers are formed mainly by plastics and cellulose, a biodegradable material. An alternative for the treatment of biodegradable waste is anaerobic digestion, wherein the organic matter generates biogas and digestate due to microbial degradation. The aim of this study was to investigate if used disposable diapers are a good substrate for generating biogas –a potential replacement for fossil fuels –, at the same time that waste sent to disposal sites is reduced. In this research used diapers contained feces and urine, and were collected separately from other waste. To increase contact area and facilitate microbial degradation, diapers were shredded and mixed with grass as bulking agent. An inoculum from an anaerobic reactor was used as promoter of anaerobic digestion. Diapers and grass were characterized by pH, moisture, organic matter, ash, total nitrogen and carbon-nitrogen ratio. For the anaerobic digestion process, plastic reactors (1L) were used to contain the mixture of substrate, inoculum and mineral solution (25% total solids substrates in different combinations: diaper, grass and diaper-grass; 10% inoculum by volume and mineral solution necessary to dilute to 1L. The reactors were placed in a controlled temperature bath. Each one was coupled to an acidic brine displacement system in which biogas production was measured. Two temperatures were evaluated: 37 and 58 ° C. The residence time was 30 days. The characterization of these substrates showed that they are adequate and their mixture can be used for anaerobic digestion. According to the statistical analysis, the best substrate is the diaper-grass mixture, with this increased production of biogas at 37°C was obtained: 5788.67 ml. The results allow to think that these residues can be used for the methane production.

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para mis estudios de Maestría.

A mis asesoras:

Dra. Rosa María Espinosa Valdemar, por su paciencia, guía y consejo.

M. en C. I. Perla Xochitl Sotelo Navarro, por compartir sus conocimientos y experiencias.

A la Dra. Alethia Vázquez Morillas, por la confianza recibida.

A la Universidad Autónoma Metropolitana por abrirme las puertas para formarme y permitirme crecer personal, académica y profesionalmente.

A todas las personas que colaboran en el Área de Tecnologías Sustentables, por su tiempo, orientación y apoyo, en especial a M. en C. I. Xóchitl Quecholac Piña y M. en C. I. Juan Carlos Alvarez Zeferino.

Al equipo de la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales (PPTAR) por el apoyo recibido.

A Gabriel Méndez Silva, cuya colaboración, apoyo, compañía y amistad hizo más agradable este camino.

A todos los profesores y personas que han contribuido en mi formación dentro y fuera de las aulas.

## **DEDICATORIA**

Para Ligia, Alba y Renee, quienes me impulsan.

Para Lucía y Armando, quienes nunca dejan que me rinda.

Para Araceli y Samanta, apoyo y ejemplo.

Para todos mis familiares y amigos que siempre me acompañan.

# CONTENIDO

RESUMEN .....	I
ABSTRACT .....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
DEDICATORIA .....	IV
CONTENIDO.....	V
INDICE DE TABLAS .....	VIII
INDICE DE FIGURAS .....	IX
1 INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 ANTECEDENTES .....	2
1.2.1 ESTUDIOS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS PAÑALES DESECHABLES USADOS .....	2
1.2.2 ESTUDIOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS POR DIGESTIÓN ANAEROBIA .....	3
2 ESTADO DEL ARTE .....	5
2.1 GENERACIÓN DE RESIDUOS .....	5
2.2 RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS .....	6
2.3 FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	9
2.4 PROBLEMÁTICA DE LOS PAÑALES DESECHABLES USADOS .....	10
2.5 DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS .....	12
2.6 ETAPAS DE LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LOS RSU .....	12
2.7 FACTORES QUE AFECTAN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	15
3 JUSTIFICACIÓN.....	17
4 HIPÓTESIS .....	18
5 OBJETIVOS .....	19
5.1 OBJETIVO GENERAL.....	19
5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
6 METODOLOGÍA.....	20
6.1 OBTENCIÓN DE LOS SUSTRATOS.....	21
6.2 ACONDICIONAMIENTO DE LOS SUSTRATOS .....	21
6.3 INÓCULO.....	22



6.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS SUSTRATOS .....	23
6.4.1 pH .....	23
6.4.2 HUMEDAD .....	23
6.4.3 MATERIA ORGÁNICA .....	23
6.4.4 CENIZAS .....	24
6.4.5 NITRÓGENO TOTAL .....	24
6.4.6 RELACIÓN CARBONO/NITRÓGENO .....	25
6.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LOS REACTORES ANAEROBIOS .....	25
6.6 DISEÑO DEL MONTAJE Y MONITOREO DEL PROCESO .....	26
6.7 COMPOSICIÓN DEL BIOGÁS .....	27
6.8 ANÁLISIS ESTADÍSTICO .....	27
6.9 EVALUACIÓN DEL DIGESTATO .....	28
6.9.1 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.....	28
6.9.2 COLIFORMES FECALES (CF).....	29
6.9.3 <i>Salmonella spp.</i> .....	30
6.9.4 METALES.....	31
6.9.5 MACRONUTRIENTES NPK .....	32
6.10 FITOTOXICIDAD .....	33
7 RESULTADOS .....	35
7.1 OBTENCIÓN DE LOS SUSTRATOS.....	35
7.2 ACONDICIONAMIENTO DE LOS SUSTRATOS .....	35
7.3 OBTENCIÓN Y ACLIMATACIÓN DEL INÓCULO .....	35
7.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS SUSTRATOS.....	35
7.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LOS REACTORES .....	37
7.6 MONITOREO DEL PROCESO .....	37
7.7 COMPOSICIÓN DEL BIOGÁS .....	39
7.8 ANÁLISIS ESTADÍSTICO .....	41
7.9 CARACTERIZACIÓN DEL DIGESTATO.....	42
7.9.1 pH .....	42
7.9.2 HUMEDAD .....	43
7.9.3 MATERIA ORGÁNICA .....	43
7.9.4 CENIZAS .....	44

7.9.5 NITRÓGENO TOTAL .....	45
7.9.6 RELACIÓN C/N .....	45
7.9.7 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.....	46
7.9.8 COLIFORMES FECALES .....	46
7.9.9 <i>Salmonella spp.</i> .....	47
7.9.10 METALES.....	47
7.9.11 MACRONUTRIENTES.....	49
7.9.12 FITOTOXICIDAD .....	49
7.10 RESUMEN DE RESULTADOS.....	52
8 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	54
9 REFERENCIAS.....	56

## INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Proyección de la generación <i>per cápita</i> y total de RSU (2004-2020) .....	6
Tabla 2.2 Composición de Residuos Sólidos Urbanos por subproducto .....	8
Tabla 2.3 Composición promedio de un pañal desechable .....	11
Tabla 6.1 Composición de la solución mineral .....	26
Tabla 6.2 Diseño experimental.....	27
Tabla 6.3 Parámetros analizados del digestato .....	28
Tabla 6.4 Índice del NMP y límite confiable de 95% .....	30
Tabla 6.5 Relación de longitud de onda para los elementos analizados por flama .....	32
Tabla 7.1 Resultados promedio de la caracterización de los sustratos, base seca .....	35
Tabla 7.2 Composición promedio por kilogramo de sustrato [kg].....	36
Tabla 7.3 Composición inicial de los sustratos utilizados en la digestión anaerobia.....	36
Tabla 7.4 Generación promedio de biogás [mL] .....	38
Tabla 7.5 Generación promedio de biogás [mL/g].....	39
Tabla 7.6 Sustratos en reactor y días transcurridos.....	40
Tabla 7.7 Composición del gas .....	40
Tabla 7.8 Análisis de varianza para la generación de biogás .....	41
Tabla 7.9 Determinación de grupos homogéneos para la generación de biogás.....	41
Tabla 7.10 Análisis de varianza para la generación de biogás del experimento B.....	42
Tabla 7.11 Determinación de grupos homogéneos para la generación de biogás del experimento B .....	42
Tabla 7.12 pH promedio de los digestatos.....	43
Tabla 7.13 Humedad promedio de los digestatos .....	43
Tabla 7.14 Materia orgánica promedio en los digestatos.....	44
Tabla 7.15 Contenido promedio de cenizas en los digestatos.....	44
Tabla 7.16 Contenido promedio de nitrógeno en los digestatos.....	45
Tabla 7.17 Relación C/N promedio en los digestatos .....	45
Tabla 7.18 Conductividad eléctrica promedio de los digestatos .....	46
Tabla 7.19 Muestras positivas en la prueba presuntiva para coliformes .....	47
Tabla 7.20 Contenido de metales el digestato [mg/kg] .....	48
Tabla 7.21 Comparación de la concentración de metales cuantificada en el digestato.....	48
Tabla 7.22 Contenido cualitativo de macronutrientes en el digestato.....	49
Tabla 7.23 Semillas germinadas en digestatos.....	50
Tabla 7.24 Índices de germinación para evaluar fitotoxicidad del digestato .....	50
Tabla 7.25 Resumen de las características del digestato .....	52
Tabla 7.26 Comparación de datos obtenidos contra la NADF-020-AMBT-2011.....	53

## INDICE DE FIGURAS

Figura 6.1	Diagrama experimental del proyecto.....	20
Figura 6.2	Sustratos utilizados: pañal desechable usado y pasto.....	21
Figura 6.3	Acondicionamiento de los pañales: a) pañal colectado, b) entrada al molino, c) recepción del pañal a la salida del molino, d) pañal triturado.....	22
Figura 6.4.	Sistema de desplazamiento.....	26

## 1 INTRODUCCIÓN

El uso de recursos de la sociedad, como resultado de las diferentes actividades productivas, genera una gran cantidad de residuos: sólidos, líquidos o gaseosos que pueden tener efectos negativos sobre el ambiente y la salud humana, por lo que es necesario implementar acciones de ingeniería para el control, aprovechamiento, tratamiento y disposición de los residuos sólidos. Esta gestión debe incluir desde su generación en los hogares y servicios hasta su tratamiento y disposición, buscando que los residuos se consideren como materiales, que según sus características, volumen y procedencia, tengan potencial de recuperación y aprovechamiento, de lo cual derivan beneficios ambientales, sociales y económicos (McDougall *et al.*, 2001).

Los pañales desechables han pasado de ser un objeto de lujo a considerarse un producto más de la canasta básica mexicana (PROFECO, 2013). Es innegable la practicidad de su uso y por ende, su alto consumo. En México no existe tecnología para dar tratamiento a este producto al finalizar su vida útil, por lo que es enviado a sitios de disposición final junto con los residuos sólidos urbanos.

Desde 1992, la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco, trabaja sobre una línea de investigación cuyo objetivo es proponer alternativas de tratamiento para los pañales desechables usados; se ha desarrollado una metodología para utilizar los residuos de pañal como sustrato para el cultivo del hongo *Pleurotus* (Espinosa *et al.*, 2011) y se ha evaluado la degradación de pañales usados mediante composteo en pilas y biorreactores aireados (Sotelo, 2013).

Dado que el 35% de los pañales desechables es materia orgánica (celulosa), en este trabajo se evaluó la factibilidad de utilizar los pañales desechables usados como co-sustrato para la obtención de biogás mediante digestión anaerobia.

## **1.1 ANTECEDENTES**

En esta sección se presentan las principales conclusiones de algunos estudios referentes al tratamiento de pañales desechables usados y el tratamiento de residuos orgánicos por digestión anaerobia.

### **1.2.1 ESTUDIOS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS PAÑALES DESECHABLES USADOS**

Los pañales desechables usados son dispuestos junto con los residuos sólidos urbanos. Dado que son residuos de difícil degradación debido a sus características de desecho y que en su composición contienen materia orgánica, estos han sido objeto de estudio desde la década de los 90 con la finalidad de recibir un tratamiento que limite su disposición final en rellenos sanitarios, entre ellos:

- Stegmann y colaboradores (1993) estudiaron el comportamiento del polímero super absorbente de los pañales (SAP) hidratado en rellenos sanitarios y proceso de composteo. El SAP no representó ningún impedimento para el proceso de degradación de los pañales. La mayor parte queda retenido con la materia orgánica, mientras que una pequeña parte (menos del 6.4%) se biodegrada y un 2% aparece en el lixiviado.
- Cook y colaboradores (1997) estudiaron el proceso de composteo del SAP juntamente con residuos municipales, observando que sólo se degradan las partículas de bajo peso molecular (aproximadamente un 8% del total), que son las que presentan mayor movilidad. El resto conserva su estructura molecular hasta el final del proceso.
- MacLeod y colaboradores (1998) comprobaron los efectos de composta producida con o sin pañales en cultivos de avena y papa. Concluyeron que el aumento de la productividad de los cultivos es similar con los dos tipos de composta utilizados.
- Espinosa y colaboradores (2003) analizaron la biodegradabilidad de los pañales, concluyendo que el proceso se da en condiciones aerobias a temperaturas de 60 °C y pH inferiores a 5.8. La materia orgánica disminuye un 56% y la concentración de nitrógeno aumenta un 48%.

- Polanco (2004) estudió la retención de agua en suelo utilizando pañales desechables, observando un 77% de retención de agua y un 82% de germinación contra 33% y 8% respectivamente para la prueba control, concluyendo que dada la propiedad super absorbente de los pañales desechables, es posible aprovecharlos para retener la humedad en el suelo.
- García y Castillo (2008) biodegradaron pañales por composteo, con inoculación de hongos, determinaron los factores que deben ser considerados, antes de arrancar corridas experimentales, como: el diseño del reactor, la humedad, la masa, el volteo, entre otros.
- Colón y colaboradores (2010) evaluaron el composteo de la fracción orgánica separada de los residuos sólidos municipales (FORM) con y sin pañales, observaron que los parámetros de control se comportan de manera similar durante el proceso, al igual que las características del producto final, exceptuando que la composta obtenida a partir de la FORM con un 3% de los pañales presentó una mayor concentración de zinc, situación que puede evitar el uso de grandes cantidades de pañales mezclados con FORM.
- Torrijos y colaboradores (2013) trabajaron con la fracción orgánica de los pañales, observando que se pueden recuperar 150 kg de la fracción a partir del tratamiento de una tonelada de pañales desechables usados, y que la producción de metano a partir su digestión anaerobia junto con lodos activados es de 280 mL/g.
- Espinosa y colaboradores (2014) realizaron el composteo de pañales desechables con residuos de jardinería, con una disminución del 50% en volumen para el sustrato, y una reducción del 87% en masa para los pañales, quedando solamente la parte plástica de los mismos.

### **1.2.2 ESTUDIOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS POR DIGESTIÓN ANAEROBIA**

En la degradación anaerobia de residuos orgánicos, se han llevado a cabo estudios cuyos resultados son alentadores, ya que se presenta como una tecnología emergente en el tratamiento de residuos para disminuir los volúmenes finales que son dispuestos en rellenos o tiraderos, y en la generación de gases con potencial de aprovechamiento:

- Buenrostro y colaboradores (2000) investigaron la eficiencia de la digestión anaerobia para tratar los residuos orgánicos generados en mercados, los resultados de las determinaciones físicas y químicas sugieren que este tipo de fermentación es eficiente para tratar estos residuos, por su alto contenido de humedad y el carácter ácido. Las pruebas de laboratorio determinaron un tiempo de retención óptimo de 7 días para la digestión de la materia orgánica.
- Castillo y colaboradores (2003) estudiaron la digestión anaerobia como opción para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), encontrando que una mezcla de lodos de planta de tratamiento de aguas con desechos porcinos, produce metano estable y en mayor cantidad respecto a reactores que trataron sólo lodos.
- Vargas (2003) analizó residuos orgánicos, determinando sólidos volátiles, sólidos totales, humedad, nitrógeno y carbono, parámetros para la generación de biogás, realizando una capacitación conjunta de madres de familia para la caracterización y separación de residuos en orgánicos e inorgánicos, previo a la carga de los digestores para la generación del biogás.
- Laines y colaboradores (2011) proponen como una alternativa para el aprovechamiento de residuos orgánicos el uso de biodigestores anaerobios, obteniendo 312 m<sup>3</sup> de biogás a partir de 7.3 ton de material ruminal vacuno, obteniendo metano y dióxido de carbono en un 59 y 31% respectivamente.



## 2 ESTADO DEL ARTE

Los pañales desechables forman parte de los residuos sólidos urbanos, y por la forma en que se recolectan los residuos, los pañales generalmente llegan a sitios de disposición o rellenos sanitarios en el mejor de los casos. Considerando las proyecciones de generación de basura, el espacio ocupado por los pañales en los sitios de disposición se incrementa año con año disminuyendo el tiempo de vida útil de los rellenos sanitarios.

### 2.1 GENERACIÓN DE RESIDUOS

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos define a los residuos como aquellos materiales o productos cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentran en estado sólido o semisólido, líquido o gaseoso y que se contienen en recipientes o depósitos; pueden ser susceptibles de ser valorizados o requieren sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a lo dispuesto en la misma Ley (DOF, 2003). En función de sus características y orígenes, se les clasifica en tres grandes grupos: residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de manejo especial (RME) y residuos peligrosos (RP).

Tres de las características de los residuos sólidos urbanos que comúnmente se utilizan para la planeación de necesidades de infraestructura (plantas de selección, estaciones de transferencia o rellenos sanitarios) son: la generación *per cápita* (gpc), el peso volumétrico (pv) y la composición.

El mayor porcentaje de los residuos es generado en las ciudades (79%), de los cuales el 47% provienen de grandes centros urbanos, 35% de centros urbanos medianos y 18% de centros urbanos pequeños, donde se carece de la infraestructura y servicios necesarios para una correcta gestión (Chávez, 2009; Monroy, 2007).

En México, poco más de la mitad de los residuos son de naturaleza orgánica (residuos de comida, jardines, entre otros) (SEMARNAT 2012). La generación y composición de los residuos ha variado con el paso del tiempo, esto como reflejo del desarrollo tecnológico, el incremento de la población y cambios en los patrones de consumo, estimaciones indicaban que la generación *per cápita* habría incrementado a más de 1 kg/hab día a partir del 2015 y el volumen de residuos superará 45 millones de toneladas anuales para 2020 tal y como se muestra en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Proyección de la generación *per cápita* y total de RSU (2004-2020) (SEMARNAT, 2012)

Proyección de la generación <i>per cápita</i> y total de RSU/año (2004-2020)	Número de habitantes (miles)	Generación (kg/hab/día)	Toneladas diarias	Toneladas anuales (miles)
2004	105,350	0.90	94,800	34,600
2005	106,452	0.91	96,900	35,370
2010	111,614	0.96	107,100	39,100
2015	116,345	1.01	117,500	42,890
2020	120,639	1.06	128,000	46,700

Considerando esta proyección, será necesario en el mediano plazo, desarrollar una infraestructura ambiental y aplicar acciones y tecnologías diferentes al relleno sanitario, tales como lograr una cobertura al 100% de la recolección de lo generado y la difusión de la separación de los residuos, que permitan la instalación de procesos para su aprovechamiento con la generación de beneficios económicos de manera que los volúmenes que lleguen a los sitios de disposición disminuyan paulatinamente (Chávez, 2009; SEMARNAT, 2012).

## 2.2 RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son los que se generan en las casas habitación como resultado de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas (productos de consumo y sus envases, embalajes o empaques) o los que provienen también de cualquier otra actividad que se desarrolla dentro de los establecimientos o en la vía pública, con características domiciliarias, y los resultantes de las vías y lugares públicos siempre que no sean considerados como residuos de otra índole (DOF, 2003).

A nivel nacional, las cifras sobre la generación de residuos que se han reportado en los últimos años presentan limitaciones, ya que no se trata de mediciones directas, sino de estimaciones. Son calculadas por la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) conforme a lo establecido en la norma NMX-AA-61-1985 sobre la determinación de la generación de residuos sólidos. En 2011 se generaron alrededor de 41 millones de toneladas, lo que equivale a cerca de 112.5 mil toneladas de RSU diariamente. La generación de RSU se ha incrementado notablemente en los últimos años; tan sólo entre 2003 y 2011 creció 25% (SEMARNAT, 2013).

Considerando la regionalización de la SEDESOL para el análisis de la generación de residuos, en 2011 la región centro (Colima, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Puebla, Querétaro, Tlaxcala y Veracruz) contribuyó con el 51% de la generación total en el país y el Distrito Federal con el 12%. Respecto al incremento de su generación entre 1997 y 2011, se tienen los siguientes datos: centro (49%) y el Distrito Federal (19%) (SEMARNAT, 2013).

De acuerdo al tamaño de las localidades, en 2011 la generación de residuos en las zonas metropolitanas, con más de un millón de habitantes, que albergaban 13% de la población nacional contribuyeron con 43% de los residuos totales, incrementando sus volúmenes de generación en un 57% (de 11.2 a 17.6 millones de toneladas). La región Distrito Federal registró la mayor generación *per cápita*, con 1.5 kilogramos diarios. En México, en la década de los 50, el porcentaje de residuos orgánicos en la basura oscilaba entre 65 y 70% de su volumen, mientras que para 2011 se redujo al 52.4% (SEMARNAT, 2013).

Los diagnósticos contenidos en los Programas Estatales y Municipales para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PEyMPGIR), estiman un valor promedio de 0.852 kg/hab/día (gpc). El peso volumétrico promedio en el 2012 fue de 153.12 kg/m<sup>3</sup>.

Respecto a la composición, en 2011 se tienen los datos de la tabla 2.2 proporcionados por la SEMARNAT:

Tabla 2.2 Composición de Residuos Sólidos Urbanos por subproducto (SEMARNAT, 2012)

Categoría	Subproducto	Porcentaje
<b>Susceptibles de aprovechamiento</b> <b>39.57%</b>	Cartón	6.54
	Papel	6.20
	Material ferroso	2.09
	Material no ferroso	0.60
	Plástico rígido y de película	7.22
	Envase de cartón encerado	1.50
	Fibras sintéticas	0.90
	Poliestireno expandido	1.65
	Hule	1.21
	Lata	2.28
	Vidrio de color	2.55
	Vidrio transparente	4.03
	Poliuretano	2.80
	Material de construcción	1.46
	<b>Orgánicos</b> <b>37.97 %</b>	Cuero
Fibra dura vegetal		0.67
Residuos alimenticios		25.57
Hueso		0.59
Residuos de jardinería		9.38
<b>Otros</b> <b>22.46%</b>	Madera	1.25
	Residuo fino	3.76
	Pañal desechable	6.52
	Algodón	0.70
	Trapo	3.57
	Loza y cerámica	0.55
Varios	5.90	
<b>Total</b>		<b>100</b>

Dado que los RSU no seleccionados son biológicamente inestables, pueden ser olorosos, y no son esencialmente útiles (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Algunas de las operaciones mencionadas a continuación son necesarias para la posterior aplicación de otras tecnologías de tratamiento. Las operaciones básicas empleadas en la separación y procesamiento de materiales son:

- Reducción de tamaño
- Separación por tamaño
- Separación por densidad
- Separación por campo electromagnético
- Compactación

Algunos de los tratamientos térmicos que reciben son:

- Gasificación
- Pirólisis
- Incineración

Y por el tipo de disposición o tratamiento se tiene:

- Tiradero a cielo abierto
- Relleno sanitario
- Composteo
- Biometanización

### **2.3 FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Se considera residuo orgánico a toda sustancia que contiene como componentes principales carbono o hidrógeno, y que puede o no tener también algunos elementos adicionales. Esto significa en términos biológicos, todo producto de origen humano, vegetal o animal, y constituyen una amplia gama de residuos dentro del flujo general de los RSU (Hernández y González, 1997). Con base en lo anterior, los componentes que constituyen la fracción orgánica de los RSU son: residuos de comida, papel, cartón, plásticos, textiles, goma, cuero, residuos de jardín –pasto y madera-. Estos materiales son susceptibles de reciclaje, separadamente o en forma seleccionada (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Los residuos de jardinería forman parte importante de los RSU provenientes principalmente de las áreas verdes, de parques y jardines, contribuyendo también los hogares e instituciones privadas y

públicas. Diversos países de América y Europa realizan prácticas de manejo de sus residuos de jardinería, transformándolos en materia orgánica aprovechable a través de los abonos, evitando su disposición en sitios inadecuados y sus quemas, lo que contribuye a disminuir el efecto negativo al ambiente (Pérez y Martínez, 2008).

Estos residuos de jardinería pueden añadirse a un proceso de composteo como co-sustrato para proporcionar soporte estructural, mejorar la aireación, o absorber la humedad, convirtiéndose así en agentes abultantes. Otros residuos que pueden cumplir con la misma función son las virutas de madera, paja, madera limpia sin tratamiento, tiras de periódico, cartón triturado, aserrín y envases compostables (EPA, 2012).

En México, de los RSU, los residuos de jardinería, después de los residuos de alimentos, son los que más se generan: 11.6% y 32.2% respectivamente (SEMARNAP, 1999; Ambientum, 2014).

Los dos tratamientos biológicos que aglutinan el grueso de las tecnologías desarrolladas para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) son el composteo aerobio y la digestión anaerobia seca. La aplicación de estas tecnologías permite el aprovechamiento energético y valorización de estos residuos obteniendo productos finales comercializables como la composta y el biogás (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

El composteo aerobio es la tecnología más extendida por su simplicidad y menores costos operativos y de inversión, pero la degradación anaerobia se postula como un tratamiento alternativo o complementario que permite la recuperación de energía en forma de biogás (McCarty, 2001; Walker *et al.*, 2009).

## **2.4 PROBLEMÁTICA DE LOS PAÑALES DESECHABLES USADOS**

Los pañales desechables son una parte de los residuos urbanos a la que se le presta poca atención. Debido a su composición heterogénea su reciclaje es actualmente inviable en el país, por lo que constituyen una fracción importante de los residuos que llegan a los sitios de disposición. En México se generan diariamente más de 7,517 toneladas de residuos de pañales, correspondientes al 6.52% del total de los RSU (Sotelo, 2013; SEMARNAT, 2012).

Los pañales desechables pueden contener varias capas de celulosa, poliéster y poliácido de sodio (polímero super absorbente), que absorben los líquidos, así como una tela exterior

impermeable, generalmente polietileno o polipropileno, que retiene el fluido y deja pasar el vapor. Cuentan con elásticos laterales y cierres de velcro (o adhesivo) (Sotelo, 2013).

En la fabricación de la mayoría de los pañales desechables se utilizan los componentes que se indican en la tabla 2.3:

Tabla 2.3 Composición promedio de un pañal desechable  
(Colón *et al.*, 2010; tomado de EDANA, 2007)

Material	% peso
<b>Celulosa</b>	35
<b>Polímero super absorbente (SAP)</b>	33
<b>Polipropileno</b>	17
<b>Poliestireno</b>	6
<b>Adhesivos</b>	4
<b>Otros</b>	4
<b>Elásticos</b>	1

Los componentes mencionados anteriormente suponen diferentes impactos al ambiente desde el proceso de fabricación de los pañales desechables, entre los cuales destacan:

- El componente mayoritario de los pañales es la celulosa (35%). Los impactos ambientales asociados son la deforestación (si la celulosa proviene de bosques naturales) o el empobrecimiento del suelo (si proviene de plantaciones). Las plantas de obtención de celulosa son también muy contaminantes y consumen grandes cantidades de agua (EDANA, 2008).
- El SAP (super absorbent polymer) supone el 33%. Está formado por cristales de poliacrilato sódico, cuyo proceso de fabricación es el más contaminante de todos los materiales que componen los pañales: requiere grandes cantidades de agua, petróleo y gas natural; por otro lado, es el principal responsable de las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, SO<sub>2</sub> y NO<sub>2</sub> (gases de efecto invernadero) en la producción de pañales desechables (EDANA, 2008).
- Los otros componentes de los pañales (polipropileno, poliestireno, gomas, adhesivos, plástico del empaquetado) son derivados del petróleo. Los principales impactos asociados son las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, SO<sub>2</sub> y NO<sub>2</sub>, y también el consumo de un recurso no renovable como el petróleo (Hakala *et al.*, 1997).

- Globalmente, en la fabricación de pañales desechables para niños se consumen 1,167.82 kg de materiales manufacturados, 440 litros de agua y 7,239 kWh por cada tonelada de pañales, generando también unos 100 kg de residuos (Puig y Calaf, 2009).

## **2.5 DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS**

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de un grupo de bacterias específicas, se descompone en productos gaseosos o biogás (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, entre otros) y en digestato, que es una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, entre otros) asimilables por las plantas. El biogás tiene un alto contenido energético (~22 MJ/m<sup>3</sup>) y el digestato puede ser empleado como abono sustituyendo a los fertilizantes inorgánicos. El biogás obtenido puede ser utilizado en algunos motores desarrollados específicamente para este tipo de aplicación, generando energía eléctrica y calor utilizable. Como beneficio adicional, se consigue una disminución de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera (Guasmex, 2014).

## **2.6 ETAPAS DE LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LOS RSU**

La digestión anaerobia es un proceso en etapas en el que cada grupo microbiano, relacionado tróficamente, aprovecha como sustrato los productos generados por el metabolismo de los microorganismos responsables del paso anterior.

Tradicionalmente la degradación anaerobia ha sido considerada como un proceso en dos etapas que aceptaba la existencia de dos grandes grupos microbianos: bacterias acidogénicas y metanogénicas (McCarty, 1981).

Las bacterias acidogénicas hidrolizan y fermentan los compuestos orgánicos complejos, presentes en el residuo, en compuestos más simples mediante reacciones de óxido-reducción. La producción de ácidos genera un descenso de pH (hasta valores de aproximadamente 5.5). De esta manera, las bacterias metanogénicas consumen los productos de la primera etapa a la misma velocidad que se generan, produciendo dióxido de carbono, metano, nitrógeno, hidrógeno y otros gases en cantidades pequeñas según la naturaleza del residuo. Esta asociación induce que el pH del medio sea de 7.5 – 8.5 dependiendo de la temperatura de operación (Grady *et al.*, 2011).



El estudio del desarrollo de estas etapas en la degradación anaerobia de los RSU ha sido muy prolífico en los sistemas de relleno sanitario (Barlaz, 1998) al producirse las etapas a diferentes tiempos. Dependiendo de la recirculación de lixiviados, los tiempos de degradación de RSU podrían ser de decenas de años (Rowe, 1995). Se han realizado simulaciones a diferentes escalas del comportamiento fisicoquímico, microbiológico y bioquímico de la degradación anaerobia de RSU en este tipo de sistemas (Rodríguez-Iglesias, 2000; Martin 1997; O'Keefe, 2000).

Breure (1986) considera las siguientes cuatro etapas sucesivas para la degradación anaerobia: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, las cuáles se describen a continuación.

## HIDRÓLISIS

La hidrólisis engloba la ruptura de las macromoléculas orgánicas (carbohidratos, proteínas y grasas) hasta moléculas que puedan atravesar la pared celular. Así, las proteínas son degradadas a aminoácidos, los polisacáridos a monómeros de azúcares y las grasas a alcoholes y ácidos grasos de cadena larga. La hidrólisis se produce por la acción de las enzimas secretadas por las bacterias acidogénicas (Fernández, 2008).

Esta etapa es limitante de la biodegradabilidad del residuo, ya que con la materia orgánica más susceptible a la acción de las enzimas, existe una fracción refractaria, constituida por la celulosa, hemicelulosa y lignina que procede de los restos vegetales y el papel que acompaña a los RSU. La generación de biogás asociada a estas fracciones es muy alto como han demostrado los estudios realizados sobre el potencial de metano de las diferentes fracciones que componen los RSU, por Chynoweth (1991) y por Choo (1995), y se sitúa en alrededor de  $0.3-0.35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg}$  de materia orgánica.

Las reacciones de hidrólisis pueden ser limitantes de la velocidad del proceso, especialmente, si el residuo posee materia particulada, como es el caso de los residuos sólidos. Para los RSU, la granulometría y grado de trituración del residuo son determinantes de la velocidad del proceso (Palmowski, 2000).

## ACIDOGÉNESIS

Los productos procedentes de la hidrólisis son metabolizados en el interior de las bacterias siguiendo diferentes rutas según su naturaleza. De este modo se obtienen los ácidos orgánicos (acetato, propionato, butirato, lactato, entre otros) y alcoholes, además de otros subproductos importantes para etapas posteriores (amoníaco, hidrógeno, dióxido de carbono, entre otros). Así los hidratos de carbono, los lípidos y las proteínas pueden conducir a la formación de ácidos grasos volátiles por distintas rutas metabólicas (Fernández, 2008).

En la degradación de los RSU se producen grandes cantidades de  $H_2$  durante su hidrólisis y acidogénesis, alcanzándose proporciones de hasta un 20-25% respecto del volumen del biogás generado. La producción de hidrógeno puede ser tan alta que, incluso, se han realizado estudios en los que se ha forzado la degradación incompleta del residuo para obtener  $H_2$  como producto final del proceso en lugar de  $CH_4$ . Lay y colaboradores (1999) han mostrado rendimientos de 140-180 L  $H_2$ /kg de FORSU.

## ACETOGÉNESIS

Los productos finales de la acidogénesis se transforman en acetato por dos diferentes rutas metabólicas:

- *Deshidrogenación acetogénica*: genera acetato a partir de ácidos grasos y algunos alcoholes. La formación de acetato depende de la concentración de  $H_2$  existente, pero además, la degradación del propionato a acetato se inhibe cuando existen concentraciones entre 500-50,000 ppm de  $H_2$  en el biogás (Fernández, 2008).
- *Hidrogenación acetogénica*: las bacterias homoacetogénicas sintetizan acetato a partir de  $H_2$  y  $CO_2$ , esta aseveración sólo es admitida por algunos autores (Schink, 1997; Chynoweth, 1987).

Se han descrito dos tipos de bacterias que realizan la deshidrogenación acetogénica: acetogénicas reductoras de protones obligadas y acetogénicas fermentativas. Ambas producen sustratos metanogénicos ( $H_2$ ,  $CO_2$  y acetato). La diferencia es que las bacterias fermentativas crecen independientemente de que el  $H_2$  producido en su metabolismo sea oxidado o eliminado del medio. Las bacterias fermentativas producen  $H_2$  y  $CO_2$  cuando la concentración de  $H_2$  es baja; y ácidos grasos volátiles cuando la concentración de  $H_2$  es elevada. Las bacterias acetogénicas

reductoras de protones obligadas forman acetato y sólo crecen en condiciones de bajas concentraciones de hidrógeno (Boone *et al.*, 1987).

## METANOGÉNESIS

Es el último paso del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica. La mayor parte de la energía química contenida en el sustrato es convertida en metano por la actuación de las bacterias metanogénicas. La principal característica de este grupo es la formación de metano a partir de un grupo limitado de sustratos: H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>, acetato, metanol y mono-, di- y tri- aminas fundamentalmente (Zeikus *et al.*, 1975).

Algunas bacterias metanogénicas pueden consumir el H<sub>2</sub> generado en las etapas anteriores consiguiendo mantenerlo en un nivel bajo de modo que se pueden desarrollar algunos grupos acidogénicos que sólo crecen en estas condiciones. La inhibición por acidez del proceso se puede evitar por el consumo de éstos por las metanogénicas. En ausencia de la metanogénesis, el sistema podría alcanzar niveles excesivos de acidez e inhibirse completamente.

Se pueden distinguir dos grandes grupos de bacterias metanogénicas:

- *Archaea* metanogénicas acetoclásticas.
- *Archaea* utilizadoras de hidrógeno.

Las *Archaea* que utilizan el acetato para generar metano se denominan acetoclásticas. La reacción acetoclástica, cuyos productos finales son el metano y el dióxido de carbono, es llevada a cabo por dos únicos géneros de *Archaea*: *Methanosarcina* y *Methanotrix* (Fernández, 2008).

De manera general, para los diferentes sustratos, la degradación metanogénica depende de su naturaleza inicial así como de la ruta metabólica seleccionada por los microorganismos para su degradación. El acetato participa en el 70% de las fermentaciones que producen metano, mientras que la vía de H<sub>2</sub>+CO<sub>2</sub> representa el 30% restante (Jeris, 1965; Duppenmeier, 2002). Las grandes producciones de H<sub>2</sub> en la degradación anaerobia de los RSU favorecen inicialmente la vía de la metanogénesis de las bacterias que utilizan H<sub>2</sub>.

## 2.7 FACTORES QUE AFECTAN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Existen parámetros que hay que controlar para el desarrollo del proceso y que son:

- **pH**, determina la cantidad y el porcentaje de metano en el biogás y cuyo rango óptimo es entre 6.6 y 7.6. Fluctuaciones fuera de este rango pueden propiciar ionización del sustrato

(modificando su proceso de hidrólisis) o modificar los niveles de toxicidad de diferentes compuestos (Lorenzo y Obaya, 2005).

- **Nutrientes**, con valores que aseguren el crecimiento de los microorganismos. La relación carbono/nitrógeno (C/N) es de gran importancia para la digestión anaerobia ya que estos elementos son las principales fuentes de nutrientes para las bacterias metanogénicas y cuyo rango óptimo se encuentra entre 20 y 30 (Agrowaste, 2013).
- **Tóxicos e inhibidores**, los cuales tienen un efecto negativo sobre los microorganismos involucrados en el proceso, tales como el amonio, ácido sulfhídrico y una alta concentración de ácidos grasos volátiles, lo cual provoca una baja producción de metano (Mandujano, 2001).
- **Temperatura**, la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados en los procesos biológicos depende de la temperatura. Conforme aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento y se acelera el proceso de digestión. Los tres rangos en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobios son: psicrófilo (menos de 25°C), mesófilo (25-45°C) o termófilo (45-65°C) (Varnero, 2011).
- **Agitación**, está en función del reactor, su principal función es la transferencia de substrato así como la homogenización. Bajas intensidades de agitación permiten el crecimiento bacteriano, genera zonas de estancamiento que pueden funcionar como refugios para las metanogénicas durante la etapa ácida (Lindmark *et al.*, 2014)
- **Tiempo de retención**, es el tiempo de permanencia del influente sometido a la acción de los microorganismos en el reactor. Es de los principales parámetros para el diseño de un reactor, ya que define el volumen óptimo del mismo para alcanzar la máxima producción de energía y/o la reducción de la carga contaminante inicial. El tiempo de retención mínimo debe permitir el crecimiento de las bacterias metanogénicas para evitar la inhibición de la digestión (Mandujano, 2001; Varnero, 2001).

### **3 JUSTIFICACIÓN**

El aumento en la generación de residuos sólidos urbanos, implica un riesgo por los efectos nocivos que pueden tener sobre la salud humana o el entorno, así como la falta de infraestructura para el tratamiento o disposición de los mismos, conlleva a una urgente necesidad de desarrollo de tecnologías para tener una mejor gestión de los mismos.

Los pañales desechables se han convertido en un objeto de uso cotidiano para la sociedad mexicana, desafortunadamente su vida útil es muy corta, son difíciles de degradar en las condiciones en que generalmente son desechados, y no existe un plan de manejo para su disposición, razones por las que se acumulan en los rellenos sanitarios.

Considerando que en México los residuos de jardinería representan el 9% de los residuos sólidos urbanos y que aproximadamente el 35% de la composición de los pañales es materia orgánica y tomando en cuenta que su degradación por composteo ha tenido buenos resultados, el presente trabajo busca la obtención de productos de alto valor agregado como el biogás mediante la implementación de la digestión anaerobia como un tratamiento alternativo para los pañales desechables usados y residuos de pasto.

#### **4 HIPÓTESIS**

La digestión anaerobia de pañales desechables usados con residuos de pasto permitirá la generación de biogás, disminuirá el volumen de los residuos sólidos y generará un digestato con propiedades de mejorador de suelo.

## **5 OBJETIVOS**

### **5.1 OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la factibilidad de utilizar pañales desechables usados como sustrato para producción de biogás mediante digestión anaerobia.

### **5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- I. Caracterizar fisicoquímicamente los sustratos que serán sometidos al proceso de digestión anaerobia: pañales desechables usados y pasto.
- II. Definir de acuerdo a la caracterización la mejor proporción teórica de pañales desechables y residuos de pasto para el proceso de digestión anaerobia.
- III. Evaluar el proceso de digestión anaerobia y la cantidad de biogás producida.
- IV. Caracterizar el biogás obtenido.
- V. Determinar mediante técnicas fisicoquímicas adecuadas la calidad en nutrientes del digestato.

## 6 METODOLOGÍA

El trabajo se llevó a cabo en el laboratorio del Área de Tecnologías Sustentables en el edificio W de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Las etapas del experimento se muestran en la figura 6.1.

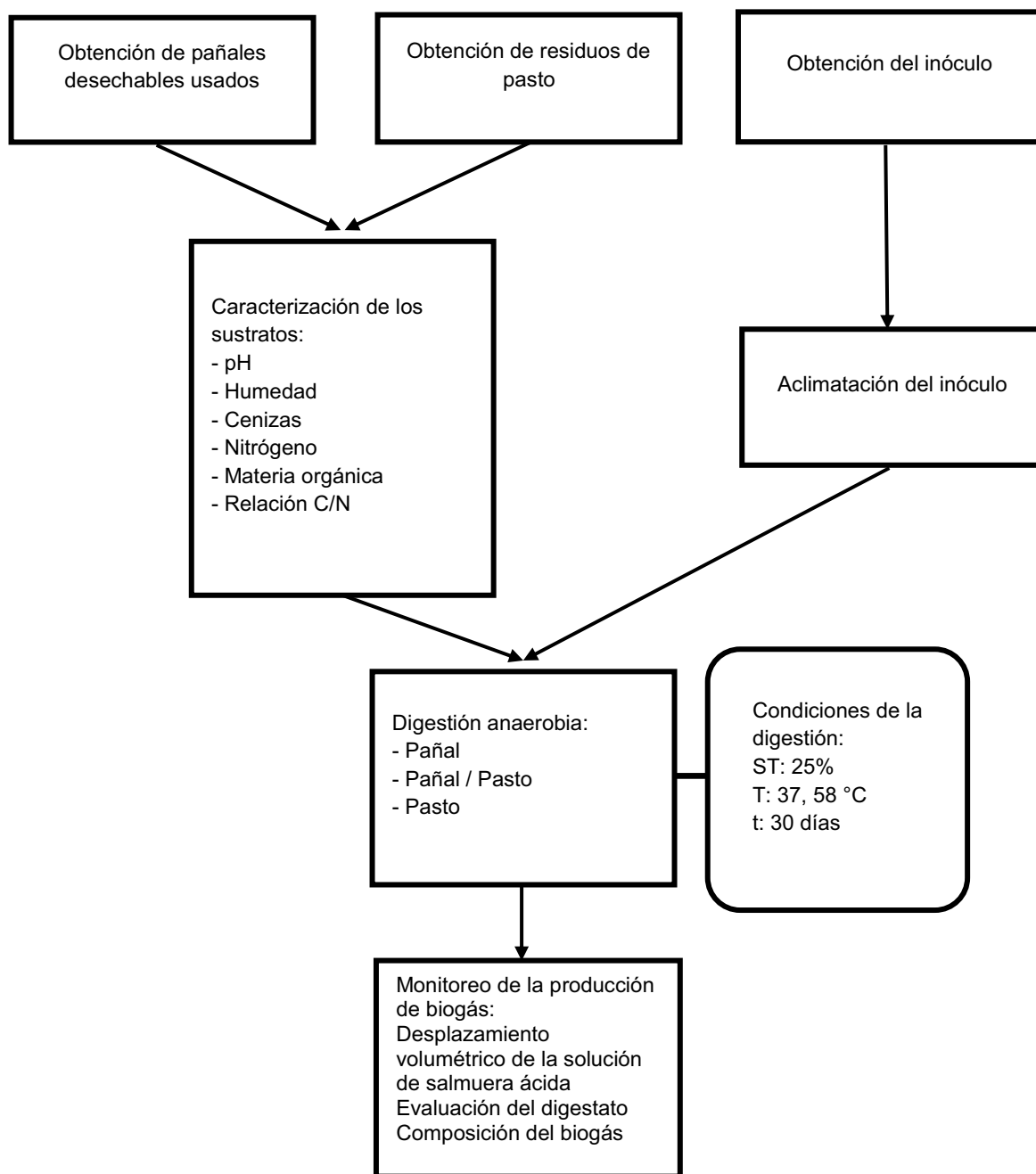


Figura 6.1 Diagrama experimental del proyecto



## 6.1 OBTENCIÓN DE LOS SUSTRATOS

Como sustratos se emplearon pañales desechables infantiles usados y residuos de pasto. Los pañales utilizados contenían tanto orina como heces fecales y se recolectaron en domicilios particulares, colegios privados y en el Centro de Desarrollo Infantil de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (CENDI 1), en el periodo del 19 al 23 de enero de 2015. Los residuos de pasto se obtuvieron de la UAM-A.

El residuo de poda utilizado fue pasto, proveniente de podas recientes de las áreas verdes de la UAM Azcapotzalco (UAM-A). El residuo fue recolectado en el centro de acopio y trasladado al laboratorio, donde se mantuvo a condiciones ambientales hasta su utilización, la figura 6.2 muestra los sustratos obtenidos.



Figura 6.2 Sustratos utilizados: pañal desechable usado (der.) y pasto (izq.).

## 6.2 ACONDICIONAMIENTO DE LOS SUSTRATOS

Los pañales desechables, fueron separados del resto de los desechos en la fuente por los donantes. Después de recolectados, los pañales se mantuvieron en refrigeración hasta su acondicionamiento.

Con la finalidad de aumentar el área de contacto y facilitar la acción del consorcio microbiano los pañales fueron triturados en el centro de acopio de la UAM-A, utilizando un molino Vermeer BC 1000 hasta un tamaño aproximado de 5 cm x 5 cm. Para triturarlos, los pañales se introdujeron en el molino y se recibieron en un contenedor plástico. Posteriormente se transportaron al

laboratorio, donde se mantuvieron en refrigeración hasta su utilización. La figura 6.3 muestra el acondicionamiento de los pañales en el centro de acopio.

El pasto se usó considerando su peso en base húmeda. Para este sustrato no fue necesario algún acondicionamiento.



Figura 6.3 Acondicionamiento de los pañales: a) pañal colectado, b) entrada al molino, c) recepción del pañal a la salida del molino, d) pañal triturado

### 6.3 INÓCULO

El inóculo utilizado procede de un reactor anaerobio de estiércol de vaca, que se usa continuamente en el laboratorio y se mantiene en refrigeración. Previo a su uso, para su aclimatación se introdujo en un reactor anaerobio de 1L y se mantuvo en un baño de agua a 37°C. Inicialmente fue alimentado con 2 gramos (g) de glucosa cada 7 días durante 2 semanas,

homogenizando manualmente el contenido del reactor. Posteriormente se alimentó cada semana con 5g de papel bond triturado, hasta el montaje del experimento.

Para comprobar la aclimatación, el reactor se acopló a un sistema de desplazamiento en el que se midió el biogás producido por el inóculo. Este sistema se formó por 2 botellas de 500mL: la primera con una solución de salmuera ácida (HCl 0.5N) y la segunda para recibir la salmuera desplazada por el biogás producido por el inóculo. Esta solución se utilizó para atrapar gases traza como H<sub>2</sub>S y CO<sub>2</sub>, los cuales son tóxicos a partir de concentraciones mayores a 100 ppm en volumen.

## 6.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS SUSTRATOS

Los sustratos (pañales desechables y pasto) fueron caracterizados mediante los parámetros de pH (NMX-AA-025-1984), humedad (NMX-AA-016-1984), materia orgánica (Espinosa, 2010), cenizas (NMX-AA-018-1984), nitrógeno total (Fernández *et al*, 2006) y relación C/N (NMX-AA-067-1985). Todas las determinaciones se realizaron por triplicado.

### 6.4.1 pH

Para determinar el pH, se pesó 1g de muestra fresca en una balanza analítica Ohaus con precisión ±0.001g y se añadieron 9 mL de agua desionizada. Se mantuvo en agitación por 30 minutos y se determinó el pH sumergiendo el electrodo del equipo LabQuest2, marca Vernier.

### 6.4.2 HUMEDAD

Se pesaron 3 muestras frescas de pañal desechable usado y pasto de 50g cada una sobre charolas de aluminio en una balanza analítica Ohaus con precisión ±0.001g. Posteriormente se introdujeron a una estufa Thermolyne a 60°C durante 24 horas hasta obtener peso constante. Para calcular el porcentaje de humedad se utilizó la siguiente fórmula:

$$H = \frac{G - G_1}{G} * 100$$

Donde:

H: Humedad

G: Masa de la muestra húmeda en g

G<sub>1</sub>: Masa de la muestra seca en g

### 6.4.3 MATERIA ORGÁNICA

Para esta determinación, se pesó 1g de muestra seca dentro de un crisol a peso constante en una balanza analítica Ohaus con precisión ±0.001g. Posteriormente se calcinó en una mufla Barnsted a

650°C durante 3 horas y se trasladó a una estufa Thermolyne, donde se mantuvo hasta alcanzar peso constante. El porcentaje de materia orgánica se calculó con la siguiente fórmula:

$$M.O. (\%) = \frac{G_2 - G_3}{G_2 - G_1} * 100$$

Donde:

M.O.: Porcentaje de materia orgánica

G<sub>1</sub>: Masa en g del crisol vacío

G<sub>2</sub>: Masa en g del crisol con muestra

G<sub>3</sub>: Masa en g de la muestra calcinada

#### 6.4.4 CENIZAS

Se colocó en un crisol a peso constante 1g de muestra, se calcinó en una mufla Barnsted a 800 °C durante 3 h y se trasladó a una estufa Thermolyne, donde se mantuvo hasta obtener peso constante. Se calculó la cantidad de cenizas mediante la siguiente fórmula:

$$C = \frac{G_2 - G_3}{G_2 - G_1} * 100$$

Donde:

C: Porcentaje de cenizas

G<sub>1</sub>: Masa en g del crisol vacío

G<sub>2</sub>: Masa en g del crisol con muestra

G<sub>3</sub>: Masa en g de la muestra calcinada

#### 6.4.5 NITRÓGENO TOTAL

La determinación de nitrógeno total se realizó con el método Micro-Kjeldahl, que comprende 3 etapas:

Digestión: 1g de muestra seca se depositó en un matraz Kjeldahl de 100mL, se añadieron 5mL de ácido sulfúrico concentrado y 2g de una mezcla de sales catalizadoras. Esto se digirió por calentamiento en un digestor LabConco hasta obtener una muestra traslúcida.

Destilación: a las muestras digeridas se les agregó 25mL de agua destilada, se homogeneizaron por agitación, se adicionaron 15mL de hidróxido de sodio 10N y se destilaron en un destilador rápido LabConco hasta obtener aproximadamente 10mL de destilado. Éste se recibió en 10mL de solución de ácido bórico con indicador.

Titulación: los destilados obtenidos se titularon con una solución de ácido sulfúrico 0.01N hasta obtener un vire de verde a rosa fucsia. Se calculó la concentración de nitrógeno total con la siguiente fórmula:

$$\text{Nitrógeno (\%)} = \frac{(T - B) * N * 1.4}{S}$$

Donde:

T: mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gastados en la muestra

B: mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gastados en el blanco

N: Normalidad exacta H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

S: masa de la muestra en g

#### 6.4.6 RELACIÓN CARBONO/NITRÓGENO

Para determinar la relación carbono-nitrógeno (C/N) se empleó la siguiente fórmula:

$$\frac{C}{N} = \frac{\%MO * 0.58}{\%N}$$

Donde:

%N: porcentaje de nitrógeno total

%MO: porcentaje de materia orgánica

#### 6.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LOS REACTORES ANAEROBIOS

Para el proceso de digestión anaerobia se adaptaron porta cartuchos plásticos utilizados para tratamiento doméstico de agua de 1L con tapa de rosca (en adelante reactores). Para mantener condiciones anaerobias, se canceló la conexión de entrada con un tapón 'macho', mientras que la conexión de salida se adaptó para conectarse a un sistema de desplazamiento de gas.

El sistema de desplazamiento de gas utilizado se construyó con 2 botellas plásticas de 500mL, conectadas herméticamente entre sí de tal forma que por la presión ejercida por el gas que entra en la primer botella, permiten el paso del líquido contenido hacia la segunda. La figura 6.4 muestra el sistema de desplazamiento.



Figura 6.4 Sistema de desplazamiento

## 6.6 DISEÑO DEL MONTAJE Y MONITOREO DEL PROCESO

Se montaron 18 reactores, en los cuales se introdujeron tres diferentes cargas de sustratos: carga 1, con 250g de pañal; carga 2, con 250g de pasto; y carga 3, con una mezcla de 67.5g pañal y 182.5g de pasto. Las proporciones utilizadas para la mezcla de sustratos se determinaron considerando la relación carbono/nitrógeno obtenida a partir de la caracterización de los sustratos, y equivalen al 25% en masa de sólidos totales de sustratos. Además de las cargas en cada reactor se colocó 10% en volumen de inóculo y finalmente solución mineral en cantidad necesaria para aforar (cbpa) a 1L. La solución mineral se adicionó como soporte para el consorcio microbiano, su composición se indica en la tabla 6.1.

Tabla 6.1 Composición de la solución mineral

Reactivo	Concentración [g/L]	Reactivo	Concentración [g/L]
<i>FeCl<sub>2</sub></i>	2	<i>ZnCl<sub>2</sub></i>	0.05
<i>CoCl<sub>2</sub></i>	0.5	<i>H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub></i>	0.05
<i>MnCl<sub>2</sub></i>	0.1	<i>CuCl<sub>2</sub></i>	0.04
<i>NiCl<sub>2</sub></i>	0.1	<i>Na<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub></i>	0.01

Estas cargas en los reactores se trabajaron por triplicado a dos diferentes temperaturas: 37 y 58°C, empleando un baño de temperatura constante. El diseño del experimento se resume en la tabla 6.2.

Tabla 6.2 Diseño experimental

% ST	Temperatura [°C]	Reactor	Pañal [g]	Pasto [g]	Inóculo [ml]	Solución mineral (cbpa) a	Réplicas
25	37	Pañal	250	0	100	1 L	3
		Pañal-Pasto	67.5	182.5	100	1 L	3
		Pasto	0	250	100	1 L	3
	58	Pañal	250	0	100	1 L	3
		Pañal-Pasto	67.5	182.5	100	1 L	3
		Pasto	0	250	100	1 L	3

El tiempo de digestión fue de 30 días, durante los cuales el proceso fue monitoreado con el sistema de desplazamiento, midiendo la cantidad de salmuera desplazada a la segunda botella del sistema vaciando su contenido a una probeta de 500mL.

## 6.7 COMPOSICIÓN DEL BIOGÁS

Para determinar la composición del biogás obtenido, este fue colectado: los reactores fueron conectados a bolsas inertes selladas tipo TEDLAR® con válvula de polipropileno con capacidad de 2L para capturarlo y posteriormente analizarlo por cromatografía de gases en un cromatógrafo GOW-MAC de conductividad térmica, utilizando argón como gas de arrastre. Sólo se analizaron las bolsas que se llenaron al máximo de su capacidad.

## 6.8 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con la finalidad de determinar si las diferentes temperaturas (35 y 58°C) o los distintos tipos de sustrato (pañal, pañal-pasto, pasto) de los reactores influyen en la producción de biogás, se realizó un análisis estadístico utilizando el software STATGRAPHICS® Plus 5.1, donde se comparó la generación promedio de biogás por cada experimento para cada sustrato a las diferentes temperaturas mediante un análisis de varianza (ANOVA), para saber si existen diferencias significativas con un nivel de confianza del 95%.

## 6.9 EVALUACIÓN DEL DIGESTATO

Para evaluar la calidad del digestato obtenido después de la digestión, se midieron los siguientes parámetros de acuerdo a la norma NADF-020-AMBT-2011 que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta (tabla 6.3).

Tabla 6.3 Parámetros analizados del digestato

PARÁMETRO	TÉCNICA
pH	NMX-AA-025-1984
Humedad	NMX-AA-016-1984
Materia orgánica	Espinosa, 2010
Cenizas	NMX-AA-018-1984
Nitrógeno total	Fernández <i>et al.</i> 2006
Relación C/N	NMX-AA-067-1985
Conductividad eléctrica	NOM-021-SEMARNAT-2000
Coliformes fecales (CF)	NOM-004-SEMARNAT-2002
<i>Salmonella spp.</i>	NOM-004-SEMARNAT-2002
Metales pesados	NOM-004-SEMARNAT-2002
Macronutrientes NPK	Método Hanna HI 3895
Fitotoxicidad	NADF-020-AMBT-2011

Los parámetros de pH, humedad, cenizas, materia orgánica, nitrógeno total y relación C/N se determinaron como fue descrito en el punto 6.4. La humedad, pH y conductividad eléctrica se realizaron de manera inmediata al término del tiempo de residencia, al igual que la toma de muestra para las pruebas microbiológicas (*Salmonella spp.*, coliformes fecales). Para el resto de las pruebas, se utilizó digestato seco resultante de la determinación de humedad, el cual fue reducido en tamaño aproximadamente hasta trozos de 2mm x 2mm con la finalidad de homogeneizar las fracciones visibles para tener muestras representativas. Las determinaciones no incluidas en el punto 6.4 se describen a continuación

### 6.9.1 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Para determinar la conductividad eléctrica, se pesó 1g de muestra fresca en una balanza analítica Ohaus con precisión  $\pm 0.001g$  y se añadieron 9mL de agua desionizada. Se mantuvo en agitación



por 30 minutos y se determinó la conductividad eléctrica sumergiendo el electrodo del equipo LabQuest2, marca Vernier.

### 6.9.2 COLIFORMES FECALES (CF)

Para evaluar la calidad microbiológica y la eficiencia del tratamiento, se determinaron coliformes fecales de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Lodos y Biosólidos - Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final). Para preparar la muestra, se pesaron 40g de materia fresca correspondientes a 4g de sólidos totales y se diluyó en 36mL de agua peptonada estéril al 0.1%, agitando manualmente hasta completa disolución, para obtener una dilución de  $10^{-1}$ . Con una pipeta estéril se tomaron alícuotas de 1 mL que se agregaron a tubos de dilución para obtener una dilución de  $10^{-2}$ , agitando hasta completa disolución. Este proceso se repitió hasta llegar a una dilución  $10^{-6}$ .

Dada la expectativa de bajo conteo debido a las temperaturas constantes en las que se llevó a cabo la digestión anaerobia, sólo se realizaron las pruebas presuntivas a cuatro muestras (pañal a 37 y 58°C, mezcla pañal-pasto a 37 y 58°C).

La prueba presuntiva se realizó inoculando asépticamente con 1mL de muestra de las diluciones  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$  y  $10^{-6}$  a tubos de fermentación con caldo lactosado BD Bioxon<sup>®</sup>, e incubando a  $35\pm 0.5^{\circ}\text{C}$  durante 24h. Transcurrido el tiempo de incubación se revisaron los tubos, considerando positivos a la presencia de bacterias coliformes a aquellos que presentaron producción de gas o acidificación.

La prueba confirmativa se aplicó a los tubos que resultaron positivos en la prueba presuntiva: se inocularon asépticamente con asa bacteriológica por triple asada (esterilizada al mechero y enfriada), en tubos de fermentación que contenían caldo EC (*Escherichia coli*). Se incubaron a  $44.5\pm 0.5^{\circ}\text{C}$  durante 24h. La prueba se consideró positiva a partir de la observación de turbidez y producción de gas dentro de la campana Durham.

El número más probable (NMP) de coliformes fecales y totales se obtuvo a partir del código compuesto por los tubos con resultado positivo de cada dilución según la tabla 6.4. Dado que se emplearon diluciones, el resultado final se multiplicó por el factor de dilución para hacerlo equivalente.

Tabla 6.4 Índice del NMP y límite confiable de 95% (PROY-NMX-AA-042-2005)

N° de tubos con reacciones positivas				Límite confiable de 95%	
3 tubos con 10 cm <sup>3</sup>	3 tubos con 1 cm <sup>3</sup>	3 tubos con 0.1 cm <sup>3</sup>	Índice del NMP por 100 cm <sup>3</sup>	Inferior	Superior
0	0	0	<3		
0	0	1	3	<0.5	9
0	1	0	3	<0.5	13
1	0	0	4	<0.5	20
1	0	1	7	1	21
1	0	0	7	1	23
1	0	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	150
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	380
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	1	240	36	1300
3	3	1	460	71	2400
3	3	2	110	150	4800
3	3	3	≥2400		

### 6.9.3 *Salmonella* spp.

Para evaluar la calidad y eficiencia del tratamiento, se llevó a cabo la cuantificación de *Salmonella* spp. de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Lodos y Biosólidos - Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final). Para

favorecer la multiplicación de *Salmonella spp.* y reconstituir la vitalidad de las células dañadas e impedir el desarrollo de bacterias coliformes asociadas, la muestra fue enriquecida. Para ello se suspendieron 40g de materia fresca correspondientes a 4g de sólidos totales y se diluyó en 36mL de caldo tetracionato agitando manualmente hasta completa disolución para obtener una dilución de  $10^{-1}$  que se incubó a  $37\pm 0.2^{\circ}\text{C}$  durante  $22\pm 2\text{h}$ .

Transcurrido el tiempo de incubación, se prepararon diluciones seriadas transfiriendo 1 mL de caldo de tetracionato en 9mL de agua peptonada estéril para obtener una dilución de  $10^{-2}$ , agitando hasta completa disolución. Este proceso se repitió hasta llegar a una dilución de  $10^{-5}$ .

De las diluciones  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$ , se adicionó por triplicado, 1mL en tubos conteniendo caldo selenito cistina y se incubó a  $41\pm 0.2^{\circ}\text{C}$  durante  $24\pm 2\text{h}$ . Un vire en la coloración hacia anaranjado intenso es considerada como positiva para la prueba.

La densidad de *Salmonella spp.* se expresa como NMP de coliformes por gramo de materia seca, el cual se obtuvo a partir del código compuesto por los tubos con resultado positivo de cada dilución según la tabla 6.4. Dado que se emplearon diluciones, el resultado final se multiplicó por el factor de dilución para hacerlo equivalente.

#### **6.9.4 METALES**

Se analizó el contenido de arsénico, cadmio, cobalto, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel y plomo de las muestras de pañal a 37 y  $58^{\circ}\text{C}$ , pasto a 37 y  $58^{\circ}\text{C}$  y la mezcla pañal-pasto a 37 y  $58^{\circ}\text{C}$ . Para ello se pesó 1g de muestra seca en un vaso de precipitado de 100mL al que se adicionaron 10mL de ácido nítrico concentrado ( $\text{HNO}_3$ ). El vaso se cubrió con película plástica y se calentó lentamente en parrilla, para propiciar el reflujo de vapores cuidando que no alcanzara la ebullición y se digirió casi hasta sequedad.

Se adicionó  $\text{HNO}_3$  concentrado y se continuó calentando hasta digestión completa, la cual se logró cuando la solución adquirió apariencia cristalina. Posteriormente se evaporó hasta obtener aproximadamente 2mL, se añadió 10mL de ácido clorhídrico 1:1 y 15mL de agua y se calentó nuevamente hasta completa disolución.

La solución obtenida se filtró con papel filtro n°. 40 a un matraz volumétrico de 50mL, aforando con agua desionizada, y se trasvasó a botellas de polipropileno debidamente rotuladas, las cuales se mantuvieron en refrigeración hasta el momento del análisis.

La determinación de la cantidad de metales en las muestras se llevó a cabo en un equipo de absorción atómica marca Agilent Technologies, modelo 55AA, en el que por espectrofotometría se analizan los elementos individualmente. El método analítico se basa en la atomización de la muestra para liberar los átomos, a los que se les aplica una energía a determinada longitud de onda, la cual es absorbida e induce al electrón a pasar a un estado excitado. La energía absorbida es proporcional a la concentración del elemento en la muestra analizada. En la tabla 6.5 se indican las longitudes de onda para los elementos analizados por flama (NOM-004-SEMARNAT-2002).

Tabla 6.5 Relación de longitud de onda para los elementos analizados por flama

Elemento	Longitud de onda [nm]
Cd	228.8
Cr	357.9
Cu	324.8
Ni	232.0
Pb	217.0
Zn	213.9

Los resultados del análisis se reportan en mg/kg; el equipo utilizado indica la concentración del elemento en mg/L, por lo que se debe realizar el cálculo en función del aforo del filtrado posterior a la digestión.

#### 6.9.5 MACRONUTRIENTES NPK

La determinación cualitativa de la presencia de nitrógeno, fósforo y potasio en el digestato obtenido, se realizó con el test kit Hanna HI 3895. Se utilizó muestra seca y molida para preparar la solución patrón, tomando 9 cucharillas de muestra que se adicionaron a un tubo de ensaye, se agregaron 7.5mL de la solución de extracción HI 3895, se agitó durante 1 minuto y se dejó reposar

**Nitrógeno** Se añadió a un tubo limpio de ensaye 2.5mL del sobrenadante de la solución patrón, se agregó el sobre reactivo HI 3895-N. Se tapó el tubo y se agitó por 30 segundos, se dejó

reposar por 30 segundos. Para determinar el nitrógeno presente en la muestra, el color adquirido por la muestra se comparó contra la carta de color de nitrógeno.

**Fósforo** Se colocaron 2.5mL del sobrenadante de la solución patrón en un tubo de ensaye y se añadió el sobre reactivo HI 3895-P. Se tapó el tubo y se agitó por 30 segundos, se dejó reposar por 30 segundos. Para determinar el fósforo presente en la muestra, el color adquirido por la muestra se comparó contra la carta de color de fósforo.

**Potasio** Un tubo limpio de ensaye con 0.5mL del sobrenadante de la solución patrón, se aforó a 2.5mL con solución extractora HI 3895 y se añadió el sobre reactivo HI 3895-K. Se tapó el tubo y se agitó por 30 segundos, posteriormente se dejó reposar por 30 segundos. Para determinar el potasio presente en la muestra, el color adquirido por la muestra se comparó contra la carta de color de potasio.

#### **6.10 FITOTOXICIDAD**

Al finalizar la digestión anaerobia, se realizó la prueba de fitotoxicidad al digestato obtenido, según la NADF-020-AMBT-2011. Para la realización de esta prueba, se pesó 1g de muestra seca, se suspendió en 5mL de agua desionizada y se agitó durante 20 minutos.

Por otro lado se colocaron filtros Whatman No. 40 en cajas Petri (1 filtro en cada caja, cada muestra se analizó por triplicado), sobre los que se distribuyeron 10 semillas de berro y se vertieron 4mL del extracto obtenido de la muestra con agua desionizada en las cajas Petri, humedeciendo el papel filtro en su totalidad. Como blanco, en 2 cajas Petri solamente se agregó agua desionizada. Se dejaron las cajas a temperatura ambiente durante 4 días para posteriormente determinar el índice de germinación (IG). Se contó el número de semillas germinadas en cada caja incluyendo el blanco y se calculó el porcentaje de germinación relativa (PGR).

$$PGR = \frac{\text{No. de semillas germinadas en el extracto}}{\text{No. de semillas germinadas en el blanco}} * 100$$

Se midió el largo de la radícula de las semillas germinadas incluyendo el blanco y se calculó el crecimiento de radícula relativo (CRR).

$$CRR = \frac{\textit{Elongación de radículas en el extracto}}{\textit{Elongación de radículas en el blanco}} * 100$$

El IG se determinó con la relación del PGR y el CRR de la siguiente manera:

$$IG = \frac{PGR * CRR}{100}$$

## 7 RESULTADOS

En esta sección se presentan los resultados de las pruebas experimentales realizadas, además de la discusión de los mismos.

### 7.1 OBTENCIÓN DE LOS SUSTRATOS

La recolección de pañales se realizó con éxito; inicialmente, las donaciones de particulares y un colegio privado fueron –en conjunto- de 6kg, posteriormente, con apoyo del CENDI 1, se logró recolectar 30kg de pañales -cantidad suficiente para la realización de los experimentos-.

El pasto utilizado se colectó del centro de acopio de la UAM-A, el cual provenía de podas recientes posteriores al periodo vacacional de verano. Hay que considerar que la cantidad de pasto se relaciona con la etapa estacional, ya que en el periodo de abril-octubre es fácil obtener este sustrato, mientras que en el periodo noviembre-febrero, la temporada de estiaje, dificulta su obtención.

### 7.2 ACONDICIONAMIENTO DE LOS SUSTRATOS

El acondicionamiento del pañal se logró utilizando el molino Vermer del centro de acopio, obteniendo trozos de pañal de aproximadamente 5x5cm para los plásticos y textiles, mientras que para la parte que contenía la celulosa y el hidrogel, los trozos obtenidos fueron menores: 2x2cm. Como ya se mencionó el pasto no requirió de acondicionamiento.

### 7.3 OBTENCIÓN Y ACLIMATAción DEL INÓCULO

El inóculo existente en el laboratorio se aclimató, previo a su uso, en reactores plásticos conectados al sistema de desplazamiento, donde se observó la producción de biogás por el desplazamiento de salmuera, sin que esta fuera cuantificada, lo que confirmó su actividad.

### 7.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS SUSTRATOS

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de los sustratos se calcularon en base seca. En la tabla 7.1 se muestra el resultado promedio del triplicado realizado. A partir de los mismos se determinó la proporción a emplear en la digestión anaerobia.

Tabla 7.1 Resultados promedio de la caracterización de los sustratos, base seca

Sustrato	pH	% Humedad	% Materia Orgánica	% Carbono	Nitrógeno Total %	Relación C/N
Pasto	7.29	69.56	55.29	32.06	1.82	17.61
Pañal	8.92	80.41	85.83	49.78	3.94	12.63

Los resultados obtenidos de materia orgánica para pañal y de nitrógeno para pasto coinciden con los obtenidos por Sotelo (2013), con 88.99% y 0.36% respectivamente. El contenido de carbono en los pañales fue superior a lo reportado por Sotelo (2013), con 29.63%; quién trabajó con pañales sólo con orina; la diferencia puede deberse a que en este estudio se utilizaron pañales con orina y heces fecales. La relación C/N de los sustratos caracterizados es comparativamente baja contra los valores reportados en los trabajos de Colón (fracción orgánica: 32.77; 2003) que realizó digestión anaerobia de pañales, al igual que Sotelo (pasto: 25.85, pañal: 82.3; 2013). Castillo (2003) y Schönberg (2012) realizaron digestión anaerobia de residuos orgánicos cuya relación C/N fue de 32.77 y 25 respectivamente.

Para lograr un buen proceso de degradación, es necesario tener una mezcla de sustratos, balanceando las proporciones de nutrientes requeridos (Espinosa, 2005). Con base en los resultados mostrados en la tabla 7.1 se calculó la composición promedio por kilogramo de cada sustrato (tabla 7.2).

Tabla 7.2 Composición promedio por kilogramo de sustrato [kg]

Sustrato	Agua	Materia Seca	Carbono	Nitrógeno
Pasto	0.6956	0.3044	0.0976	0.006
Pañal	0.8041	0.1959	0.0975	0.007

Para que la mezcla final de los sustratos fuera del 25% en peso de sólidos totales, se determinó la masa a utilizar de cada sustrato en los reactores, que fue de 250g de pasto, 250g de pañal y para la mezcla de sustratos considerando una relación C/N de 15, 182g de pasto y 67.5g de pañal. La relación C/N se estableció en base a las características de los sustratos iniciales, considerando la relación óptima reportada por Hills (1979). La composición inicial de los sustratos se muestra en la tabla 7.3.

Tabla 7.3 Composición inicial de los sustratos utilizados en la digestión anaerobia

Sustrato	% Humedad	% Carbono	% Nitrógeno	Relación C/N
Pasto	69.56	9.76	0.60	16.26
Pañal	80.41	9.75	0.77	12.66
Mezcla Pañal-pasto	72.49	10.28	0.68	15.11



## **7.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LOS REACTORES**

Después de adaptar las tapas de los reactores se verificó su correcto acoplamiento al sistema de desplazamiento, esto se comprobó conectando la línea que los une a la toma de aire, sumergiendo, uno a uno, todos los reactores en una tina con agua suficiente para cubrirlos mientras se les inyectaba aire y observando que no hubiera presencia de burbujas. Los reactores que presentaron fugas, se cambiaron o ajustaron hasta comprobar su hermeticidad.

## **7.6 MONITOREO DEL PROCESO**

En esta sección se presentan los resultados del monitoreo de los reactores referentes a la generación de biogás. Debido a los resultados obtenidos el experimento se repitió 3 veces, tal y como se explica a continuación.

En el experimento A, la temperatura constante a 37°C se vio interrumpida por una falla en el equipo hacia el final del tiempo de residencia (día 19 de 30), que se solucionó en un día. Los monitoreos diarios mostraban una baja generación de biogás previa al incidente y posterior al mismo, obteniendo volúmenes que instaron a revisar meticulosamente todas las conexiones y hacer los ajustes pertinentes para descartar fugas en el sistema de desplazamiento. La producción de biogás quedó por debajo de lo reportado por Kepp y Solheim (2000) o Mottet (2010) para otro tipo de residuos orgánicos; Torrijos (2014) obtuvo un rendimiento de 280mL de metano por gramo de celulosa obtenida de pañales desechables.

En el experimento B, la carga de los reactores y las condiciones de operación para producción de biogás fueron iguales al experimento A, pero con las conexiones revisadas y se obtuvieron mayores volúmenes de biogás, esto indicó que muy probablemente se tuvieron fugas durante el experimento A.

En el experimento C, el pasto utilizado fue diferente, ya que la temporada de estiaje impidió tener un pasto de características visuales similares al utilizado en los 2 primeros experimentos; a pesar de que sus características fisicoquímicas eran muy similares; este cambio en la carga de los reactores quizá fue la causa de tener baja generación de biogás dado que se tuvo que adicionar

una mayor cantidad de solución mineral. Otra posibilidad para la baja generación de gas observada en esta repetición quizá fueron fugas en el sistema de desplazamiento.

Para el primer experimento, los reactores con pañal presentaron la mayor generación de biogás. Para los experimentos B y C, la producción de biogás fue mayor para la mezcla pañal-pasto, con generaciones promedio más altas que para los sustratos individuales. La mayor generación se obtuvo a 37°C, lo cual se muestra en la tabla 7.4, los datos presentados son valores promedio de las 3 réplicas.

Tabla 7.4 Generación promedio de biogás [mL]

Temperatura [°C]	Sustrato	Generación de biogás [mL]		
		Experimento A	Experimento B	Experimento C
37	Pañal	375.33 ± 280.66	3730.33 ± 1156.42	428.33 ± 197.60
	Pañal-pasto	179.67 ± 311.19	5788.67 ± 2315.74	1514.67 ± 1398.53
	Pasto	73.67 ± 127.59	1093.00 ± 156.86	522.33 ± 506.21
58	Pañal	447 ± 380.27	134.67 ± 121.20	262.67 ± 237.71
	Pañal-pasto	1.33 ± 2.31	3494.67 ± 3992.54	1199.00 ± 1156.63
	Pasto	0.00	1068.00 ± 1425.55	84.67 ± 133.03

Como se observa en la tabla 7.4, a 37°C hay una mayor producción de biogás, esto podría sugerir que el consorcio microbiano en su mayoría corresponde a especies mesófilas que se desarrollan mejor a esta temperatura. Una ventaja al trabajar con esta temperatura sería contribuir a la disminución del consumo energético para mantener el baño a temperatura constante, siendo esto un factor a considerar en caso de escalamiento del proceso.

A pesar de las diferencias cuantitativas entre los experimentos B y C realizados a las 2 diferentes temperaturas (37 y 58°C), estos muestran una misma tendencia: la mezcla pañal-pasto se presenta como la mejor opción para la generación de biogás, teniendo a 37°C la mayor producción de biogás a partir de la mezcla de sustratos. La generación de biogás por gramo de sustrato en base seca se muestra en la tabla 7.5.

Los volúmenes obtenidos quedan por debajo de lo reportado por Jokela (2005) y Torrijos (2013), donde se indica que el potencial metanogénico para los pañales es de 60 y 275ml/g respectivamente y que el tiempo de residencia fue de 237 y 30 días. Cabe resaltar que en ambos

estudios, el inóculo utilizado fueron lodos activados, y que en caso de Torrijos, solo se utilizó la fracción biodegradable de los pañales, mientras que para este trabajo, el pañal se utilizó en su totalidad y los tiempos de residencia fueron de 30 días.

Tabla 7.5 Generación promedio de biogás [mL/g]

Temperatura [°C]	Sustrato	Generación de biogás [mL <sub>Biogás</sub> / g Sustrato en base seca]		
		Experimento A	Experimento B	Experimento C
37	Pañal	7.66±5.73	76.18±23.61	8.75±4.04
	Pañal-pasto	2.61±4.52	84.17±33.67	22.02±20.33
	Pasto	0.97±1.68	14.36±.06	6.86±6.65
58	Pañal	9.13±7.77	2.75±2.47	5.36±4.85
	Pañal-pasto	0.02±0.03	50.81±58.05	17.43±16.82
	Pasto	0	14.03±18.73	1.11±1.75

## 7.7 COMPOSICIÓN DEL BIOGÁS

Para analizar la composición del biogás, se realizó otro experimento en el que los reactores anaerobios, en vez de ser conectados al sistema de desplazamiento, fueron conectados a bolsas Tedlar® de 2L, donde se colectó el biogás producido. Para realizar el análisis por cromatografía de gases, las bolsas debían estar llenas a su máxima capacidad. En este experimento no se cuantificó el volumen total generado; los reactores que no están mencionados en la tabla son los que tuvieron una producción de gas menor a 2L. En la tabla 7.6 se indican los sustratos del reactor de origen y los días transcurridos a la toma de muestra.

Tabla 7.6 Sustratos en reactor y días transcurridos

Reactor	Temperatura	Sustratos	Días transcurridos
R1	58°C	Pañal	30
R2	58°C	Pañal	6
R3	58°C	Pañal	20
R6	58°C	Pañal-Pasto	6
R6 <sub>bis</sub> *	58°C	Pañal-Pasto	24
R10	37°C	Pasto	11
R11	37°C	Pasto	11

\*El reactor R6 trascurridos 6 días llenó la bolsa Tedlar®, por lo que se le colocó una nueva, la cual se llenó a los 34 días (40 días de iniciado el experimento).

Los gases analizados fueron: hidrógeno (H<sub>2</sub>), nitrógeno (N<sub>2</sub>) y metano (CH<sub>4</sub>). La composición del biogás producido se indica en la tabla 7.7.

Tabla 7.7 Composición del gas

Reactor	Gas	Volumen [mL]	Porcentaje [%]	ml <sub>gas</sub> /gsustrato en base seca
<b>R1</b>	H <sub>2</sub>	200.09	10.004	4.001
<b>R2</b>	H <sub>2</sub>	1153.54	57.67	23.06
<b>R3</b>	H <sub>2</sub>	865.56	43.27	17.28
<b>R6</b>	H <sub>2</sub>	1509.85	75.49	20.12
<b>R6<sub>bis</sub></b>	H <sub>2</sub>	72.856	3.64	0.97
	H <sub>2</sub>	156.88	7.84	2.09
<b>R10</b>	N <sub>2</sub>	430.6176	21.53	5.73
	CH <sub>4</sub>	1332.06	66.60	17.76
<b>R11</b>	H <sub>2</sub>	72.84	3.64	0.96
	N <sub>2</sub>	337.92	16.89	4.5
	CH <sub>4</sub>	1143.86	57.19	15.24

La composición del biogás obtenido quizá responda a las diferentes etapas de la digestión anaerobia, y dadas las fracciones obtenidas de hidrógeno en los primeros días, habría que considerar la utilización de este sustrato para la obtención de hidrógeno por digestión anaerobia. Por otra parte, hay que considerar que el biogás analizado no fue el total obtenido durante el

proceso, esto debido a que las necesidad del equipo de análisis requerían las bolsas Tedlar® al 100% de su capacidad, sin que se analizará el gas obtenido posterior a la toma de muestra. Es muy probable que aumente el volumen de biogás obtenido, y por tanto de metano. Para poder confirmarlo, se tendría que diseñar una nueva estrategia para la captura y análisis de todo el biogás producido.

## 7.8 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico referente a la generación de biogás por digestión anaerobia considerando los diferentes sustratos y temperaturas, se presenta en las tablas 7.8 y 7.9. El valor P menor a 0.05 indica que el factor sustrato tuvo un efecto significativo para la generación de biogás con un 95% de intervalo de confianza. Se presenta un ANOVA del experimento B en las tablas 7.10 y 7.11, ya que fue en el que se obtuvo más biogás, en este análisis también se observó que el factor sustrato es el que tiene un efecto significativo en la generación de biogás. Dado que en ambos análisis se observó que el factor sustrato tiene un efecto significativo, la mezcla pañal-pasto se presenta como el sustrato idóneo para la producción de biogás. Para realizar el análisis se utilizó el software STATGRAPHICS Plus 5.1®

Tabla 7.8 Análisis de varianza para la generación de biogás

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Razón F	Valor P
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
<b>Sustratos</b>	2.35333E7	2	1.17667E7	3.76	<b>0.0300</b>
<b>Temperatura</b>	8.36384E6	1	8.36384E6	2.68	0.1082
<b>RESIDUOS</b>	1.56317E8	50	3.12634E6		
<b>TOTAL (CORREGIDO)</b>	1.88214E8	53			

Tabla 7.9 Determinación de grupos homogéneos para la generación de biogás

Sustrato	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
<b>Pasto</b>	18	478.389	416.756	X
<b>Pañal</b>	18	903.611	416.756	XX
<b>Pañal-pasto</b>	18	2042.11	416.756	X

Tabla 7.10 Análisis de varianza para la generación de biogás del experimento B

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Razón F	Valor P
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
<b>Sustratos</b>	4.14948E7	2	2.07474E7	4.90	<b>0.0243</b>
<b>Temperatura</b>	1.74916E7	1	1.74916E7	4.14	0.0614
<b>RESIDUOS</b>	5.92198E7	14	4.22998E6		
<b>TOTAL (CORREGIDO)</b>	1.18206E8	17			

Tabla 7.11 Determinación de grupos homogéneos para la generación de biogás del experimento B

Sustrato	Casos	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
<b>Pasto</b>	6	1080.5	839.641	X
<b>Pañal</b>	6	1932.5	839.641	X
<b>Pañal-pasto</b>	6	4641.67	839.641	X

## 7.9 CARACTERIZACIÓN DEL DIGESTATO

Al término de los 30 días, que fue el tiempo de residencia en los reactores, el digestato se evaluó para verificar la calidad del producto final obtenido. Los valores obtenidos se compararon contra lo reportado en diversos trabajos realizados a digestatos obtenidos por digestión anaerobia y con la normatividad que pudiera aplicar.

### 7.9.1 pH

Las determinaciones de pH al digestato mostraron un producto con características ácidas, las cuales quizá favorecieron la etapa acidogénica de la digestión anaerobia e inactivaron las bacterias metanogénicas, como lo indica Goodwin (2000), reduciendo la actividad metanogénica específica; para aumentar el pH final y favorecer la metanogénesis se podría adicionar alguna solución buffer que amortigüe los cambios en este parámetro. Los valores medidos se muestran en la tabla 7.12.

Tabla 7.12 pH promedio de los digestatos

Temperatura [°C]	Sustrato	pH
37	Pasto	5.02
	Pañal-pasto	4.98
	Pañal	5.65
58	Pasto	5.41
	Pañal-pasto	5.33
	Pañal	6.57

### 7.9.2 HUMEDAD

El contenido de humedad presente en el digestato al finalizar el tiempo de residencia se muestra en la tabla 7.13. Éste fue congruente con las condiciones de la digestión anaerobia, dada la adición de la solución mineral acuosa como soporte nutritivo para el inóculo. La mayoría de los procesos que utilizan estiércol como inóculo y material a degradar, realizan adición de líquidos (Wante, 2014) como también es el caso de la digestión anaerobia de lodos activados (Granström, 2014).

Tabla 7.13 Humedad promedio de los digestatos

Temperatura [°C]	Sustrato	Humedad [%]
37	Pasto	66.25
	Pañal-pasto	60.32
	Pañal	59.20
58	Pasto	62.36
	Pañal-pasto	60.41
	Pañal	59.62

### 7.9.3 MATERIA ORGÁNICA

El contenido de materia orgánica presente en los digestatos al finalizar el tiempo de residencia se muestra en la tabla 7.14, dado el consumo de nutrientes (fuentes de carbono) por parte de los microorganismos, estos valores se esperaban menores a los obtenidos; esto quizá podría estar condicionados a la carga orgánica del inóculo (Goodwin, 2001). Estudios como los realizados por Pognani (2010) y Provenzano (2014) reportan valores de carbono orgánico muy similares antes y

después de la digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales y desechos de animales (respectivamente), tomando en consideración estudios como el de Waterson (2008), donde indican que variaciones en el carbono orgánico total corresponden a cambios en la materia orgánica.

**Tabla 7.14 Materia orgánica promedio en los digestatos**

<b>Temperatura [°C]</b>	<b>Sustrato</b>	<b>M.O. [%]</b>
37	Pasto	85.15
	Pañal-pasto	87.03
	Pañal	85.81
58	Pasto	83.01
	Pañal-pasto	87.25
	Pañal	87.16

#### **7.9.4 CENIZAS**

La disminución del contenido de cenizas en los digestatos respecto al de los sustratos previo a la digestión suponen un consumo de productos por parte del consorcio microbiano durante la digestión anaerobia a pesar de que hay autores que señalan que un abono con alto contenido mineral genera más cenizas (Castro, 2009). Estos productos consumidos, están compuestos por sustancias inorgánicas no combustibles tales como las sales minerales, lo cual es bueno para el producto final, ya que al consumir sales minerales, el contenido de metales disminuye, aunado a que un alto contenido de cenizas aumenta la relación C/N e impide un buen proceso de composteo (Röben, 2002), el cual podría aplicarse para una estabilización del producto. Los datos obtenidos se muestran en la tabla 7.15.

**Tabla 7.15 Contenido promedio de cenizas en los digestatos**

<b>Temperatura [°C]</b>	<b>Sustrato</b>	<b>Cenizas [%]</b>
37	Pasto	27.67
	Pañal-pasto	28.56
	Pañal	32.66
58	Pasto	27.35
	Pañal-pasto	27.14
	Pañal	30.03



### 7.9.5 NITRÓGENO TOTAL

Dado que el nitrógeno es fundamental para el óptimo desarrollo de las poblaciones bacterianas (Castro, 2009), los valores obtenidos del análisis de los digestatos presentados en la tabla 7.16, muestran una disminución respecto a los valores calculados en los sustratos previo a la digestión, esto supone que el desarrollo del consorcio microbiano durante la digestión fue óptimo.

Tabla 7.16 Contenido promedio de nitrógeno en los digestatos

Temperatura [°C]	Sustrato	Nitrógeno [%]
37	Pasto	1.12
	Pañal-pasto	1.16
	Pañal	0.75
58	Pasto	1.61
	Pañal-pasto	1.23
	Pañal	0.95

### 7.9.6 RELACIÓN C/N

Las relaciones C/N en los digestatos (tabla 7.17) son menores a las de los sustratos iniciales. El cambio en este parámetro era previsible dadas las cantidades de nitrógeno obtenidas en el análisis de los digestatos. Considerando la caracterización de los mismos, se puede suponer una baja actividad microbiana por la disminución en la disponibilidad de nutrientes (Castro, 2009), comprometiendo su potencial de utilización como mejorador de suelos (Rigby y Smith, 2011).

Tabla 7.17 Relación C/N promedio en los digestatos

Temperatura [°C]	Sustrato	Relación C/N
37	Pasto	46.89
	Pañal-pasto	48.61
	Pañal	82.99
58	Pasto	37.58
	Pañal-pasto	50.05
	Pañal	70.31

### 7.9.7 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

La conductividad eléctrica es un indicador del grado de mineralización. La alta conductividad eléctrica presente en los digestatos quizá se debió a la solubilización de las sales utilizadas en preparación de la solución mineral, liberando cationes metálicos que favorecen el flujo de electrones. Los datos obtenidos de esta determinación se muestran en la tabla 7.18. Estos valores reducen su potencial de utilización como mejorador de suelos, ya que sobrepasan los valores máximos indicados en la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Tabla 7.18 Conductividad eléctrica promedio de los digestatos

Temperatura [°C]	Sustrato	Conductividad eléctrica [dS/m]
37	Pasto	19.52
	Pañal-pasto	21.32
	Pañal	20.69
58	Pasto	22.87
	Pañal-pasto	21.48
	Pañal	23.05

### 7.9.8 COLIFORMES FECALES

Al realizar la técnica del número más probable para determinar presencia de coliformes fecales, se realizaron las pruebas presuntivas utilizando muestras de pañal y de la mezcla pañal-pasto; por las condiciones de temperatura constante no se esperaba tener conteo de coliformes, de igual manera, la ausencia de oxígeno inhibirían su viabilidad.

Para la prueba presuntiva, se observó producción de gas en los tubos indicados en la tabla 7.19, los cuales fueron sembrados para la prueba confirmativa, en la que, posterior al tiempo de incubación, ninguna muestra dio positiva a presencia de coliformes. Las pruebas presuntivas positivas posiblemente corresponden a la actividad del consorcio microbiano del inóculo, el cual degradó parte de la materia orgánica de los nutrientes del medio para convertirlos en biogás (Castañeda, 2004).

Tabla 7.19 Muestras positivas en la prueba presuntiva para coliformes

Muestra	Dilución											
	10 <sup>-3</sup>			10 <sup>-4</sup>			10 <sup>-5</sup>			10 <sup>-6</sup>		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
<b>Mezcla Pañal-pasto a 58°C</b>	1	1	1						1	1		
<b>Mezcla Pañal-pasto a 37°C</b>	1	1	1									
<b>Pañal a 58°C</b>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<b>Pañal a 37°C</b>	1	1										

### 7.9.9 *Salmonella spp.*

Para la cuantificación de *Salmonella spp.* en el digestato, se realizó la prueba a muestras obtenidas de los mismos reactores que las utilizadas para coliformes. Estas muestras resultaron negativas al no presentar vire en la coloración transcurrido el tiempo de incubación.

Se ha comprobado que periodos prolongados (12 días) a temperatura constante de 30°C, reducen la viabilidad de la *Salmonella spp.* (Covarrubias, 2004). El resultado obtenido en las pruebas microbiológicas fue debido a las temperaturas de digestión, 37 y 58°C, esto aunado a las condiciones de anaerobiosis, la cual eliminó la viabilidad de tener bacterias coliformes fecales y *Salmonella* al finalizar los tiempos de residencia.

### 7.9.10 METALES

Los metales analizados fueron Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Fe, Co y Mn, en la tabla 7.20 se muestran las concentraciones de cada uno de ellos en el digestato. Aunque Fe, Co y Mn no forman parte de los metales considerados en las normas NOM-004-SEMARNAT-2002 y NADF-020-AMBT-2011, se analizaron dado que fueron parte de la solución mineral de soporte añadida en todas las cargas.

Tabla 7.20 Contenido de metales el digestato [mg/kg]

Temperatura [°C]	Sustrato	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Fe	Co	Mn
37	Pasto	ND	69.47	322.25	381.20	ND	1875.50	1063.55	23.87
	Pañal-pasto	ND	151.81	964.57	371.12	ND	1185.18	1313.52	24.52
	Pañal	ND	97.11	573.97	342.84	ND	85.00	1212.37	23.06
58	Pasto	ND	79.78	294.47	<u>433.85</u>	ND	1541.45	1509.82	31.67
	Pañal-pasto	ND	67.10	269.06	<u>466.43</u>	ND	980.55	1193.47	35.24
	Pañal	ND	17.53	ND	79.90	ND	529.75	192.72	1.00

\*ND: No Detectable

Como se puede observar en la tabla 7.21, la concentración de los metales cuantificados en el digestato quedan dentro de los límites máximos permisibles indicados en las normas NOM-004-SEMARNAT-2002 (Lodos y biosólidos - Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final) excepto los valores de níquel para pasto y pañal-pasto a 58°C; en contraste, si se considera la NADF-020-AMBT-2011 (Especificaciones mínimas de calidad de la composta producida y/o distribuida en el Distrito Federal), las concentraciones de metales cuantificadas sobrepasan las concentraciones máximas establecidas para cualquier tipo de composta. Considerando que hay varios parámetros que están fuera de los límites de ambas normas, el digestato debe ser sometido a un proceso de estabilización posterior a su obtención por digestión anaerobia.

Tabla 7.21 Comparación de la concentración de metales cuantificada en el digestato

Elemento	NADF-020-AMBT-2011	NOM-004-SEMARNAT-2000	OBTENIDO					
			Pasto		P-P		Pañal	
			37	58	37	58	37	58
Cadmio (Cd)	0.7 – 3.0	85 – 93	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cromo (Cr)	70 – 250	1200 – 3000	322.25	294.47	964.57	269.47	573.97	ND
Cobre (Cu)	70 – 500	1500 – 4300	69.47	79.78	151.81	67.10	97.11	17.53
Níquel (Ni)	25 – 100	420	381.20	433.85	371.12	466.43	342.84	79.90
Plomo (Pb)	45 – 200	300 - 840	ND	ND	ND	ND	ND	ND

### 7.9.11 MACRONUTRIENTES

El contenido de macronutrientes en el digestato se muestra en la tabla 7.22 en donde se puede observar que los valores de fósforo son altos para los 3 diferentes sustratos en las 2 temperaturas. Estos valores son cualitativos, se tendrían que realizar los análisis correspondientes para poder determinar cuantitativamente los porcentajes presentes en las muestras. La relación recomendada para nitrógeno, fósforo y potasio (NPK) es 2:1:0.5 (Baber *et al.*, 2006), lo que indica que el contenido de nitrógeno debe ser mayor al de fósforo y este a su vez, mayor que el de potasio. La cuantificación de NPK en el digestato no coincide con la óptima reportada; para modificar el contenido de estos nutrientes quizá se podría reformular la solución mineral, incluyendo sales que puedan aumentar el contenido de estos elementos. Algunos autores señalan que el resultado de análisis de macronutrientes totales, no provee la información necesaria para conocer la disponibilidad de los nutrimentos; no siempre un abono que contenga más nutrimentos totales es el que los libera con más facilidad (Vandevivere, 1995).

Tabla 7.22 Contenido cualitativo de macronutrientes en el digestato

Temperatura [°C]	Sustrato	N	P	K
37	Pasto	Bajo	Alto	Bajo
	Pañal-pasto	Traza	Alto	Traza
	Pañal	Traza	Alto	Traza
58	Pasto	Bajo	Alto	Bajo
	Pañal-pasto	Traza	Alto	Traza
	Pañal	Traza	Alto	Traza

### 7.9.12 FITOTOXICIDAD

Para evaluar la fitotoxicidad de los digestatos, se determinó la viabilidad de berro. En la tabla 7.23 se muestran las elongaciones de las semillas germinadas. En los blancos se tuvo un porcentaje de germinación del 75%, los índices de germinación para las diferentes muestras analizadas y los blancos se muestran en la tabla 7.24. Los datos obtenidos indican que el digestato es fitotóxico acorde a los descrito por Zucconi (1981), quien estableció el siguiente criterio de interpretación: valores de IG  $\geq$  80% indicarían que no hay sustancias fitotóxicas o están en muy baja concentración; si IG  $\leq$  50%, indicaría que hay una fuerte presencia de sustancias fitotóxicas y si se obtiene un valor entre 50% y 80% se interpretaría como la presencia moderada de estas sustancias. Esta característica pudiera disminuir si se aplicara un proceso adicional de

estabilización. También se pudo observar que el digestato menos tóxico fue el obtenido a partir de pañal.

Tabla 7.23 Semillas germinadas en digestatos

Muestra	Semillas germinadas	Elongaciones [cm]
Blanco 1	7	3, 3.4, 1.1, 0.9, 0.6, 0.8, 1.9
Blanco 2	8	3.7, 4.5, 4.2, 1.1, 2.7, 1.5, 2.5, 0.7
Pañal 37°C A	8	1.6, 1, 1.4, 3, 1.5, 1.2, 2, 1
Pañal 37°C B	7	0.8, 0.7, 1, 1.3, 0.7, 0.2, 0.4
Pañal 37°C C	3	0.9, 0.6, 0.3
Mezcla Pañal-pasto 37°C A	5	3.9, 2.7, 1, 0.2, 0.3
Mezcla Pañal-pasto 37°C B	1	1.5
Mezcla Pañal-pasto 37°C C	0	
Pasto 37°C	0	
Pañal 58°C A	7	0.1, 0.9, 0.5, 0.8, 0.7, 0.6, 0.5
Pañal 58°C B	4	0.8, 1.3, 0.3, 0.4
Pañal 58°C C	8	1.1, 0.8, 0.7, 0.9, 1.2, 0.6, 0.5, 0.9
Mezcla Pañal-pasto 58°C A	6	1, 1, 1, 0.7, 0.6, 0.2
Mezcla Pañal-pasto 58°C B	3	1.4, 0.8, 1.2
Mezcla Pañal-pasto 58°C C	0	
Pasto 58°C	0	

Tabla 7.24 Índices de germinación para evaluar fitotoxicidad del digestato

Temperatura [°C]	Sustrato	Índice de Germinación [%]
37	Pasto	0.0
	Pañal-pasto	19.92
	Pañal	40.67
58	Pasto	0.0
	Pañal-pasto	16.39
	Pañal	28.22

Como se puede observar, el digestato obtenido no puede utilizarse como un mejorador de suelos una vez que ha concluido su proceso de digestión anaerobia, lo que nos indica que tendría que ser sujeto a un período de estabilización. Cabe mencionar que la norma NOM-004-SEMARNAT-2001 es la que podría servir de referencia para elaborar un dictamen referente a las propiedades del digestato, ya que sus definiciones de lodos y biosólidos es la mejor aproximación legal para definir el digestato.

## 7.10 RESUMEN DE RESULTADOS

En la tabla 7.25 se muestra el resumen de las características de los digestatos obtenidos en los tratamientos experimentales realizados, los valores corresponden al promedio de los resultados obtenidos en las diferentes determinaciones.

Tabla 7.25 Resumen de las características del digestato

Parámetro	Temperatura					
	37°C			58°C		
	Pasto	Mezcla	Pañal	Pasto	Mezcla	Pañal
pH	5.02	4.98	5.65	5.41	5.33	6.57
Humedad [%]	66.25	60.32	59.20	62.36	60.41	59.62
Materia Orgánica [%]	85.15	87.03	85.81	83.01	87.25	87.16
Cenizas [%]	27.67	28.56	32.66	27.35	27.14	30.03
Nitrógeno total [%]	1.12	1.16	0.75	1.61	1.23	0.95
Relación C/N	46.89	48.61	82.99	37.58	50.05	70.31
Conductividad eléctrica [dS/m]	19.52	21.32	20.69	22.87	21.48	23.05
Coliformes fecales [NMP/100ml]	<3	<3	<3	<3	<3	<3
<i>Salmonella spp.</i> [NMP/100ml]	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Fósforo	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto
Potasio	Bajo	Traza	Traza	Bajo	Traza	Traza

De acuerdo con esto se observa que en general, los digestatos presentan un alto contenido de carbono disponible a pesar de tener un bajo contenido de nitrógeno. Cabe destacar que, dado el proceso de digestión anaerobia temperatura constante, no se tiene presencia de coliformes y/o *Salmonella* en los digestatos. La conductividad eléctrica es alta, lo cual se podría modificar cambiando la composición de la solución mineral. No es posible utilizar el digestato sin antes someterlo a un proceso de estabilización que nos lleve a niveles aceptables conforme a la legislación actual.

En la tabla 7.26 se muestran los resultados promedio de las tres determinaciones realizadas y se comparan con los parámetros mencionados en la NADF-020-AMBT-2011 y sus valores mínimos



para que un producto sea considerado una composta con calidad apta para ser empleada como mejorador de suelos.

Tabla 7.26 Comparación de datos obtenidos contra la NADF-020-AMBT-2011

PARAMETRO	NADF-020 COMPOSTA			OBTENIDO					
	Tipo A	Tipo B	Tipo C	Pasto		P-P		Pañal	
				37	58	37	58	37	58
<b>Humedad [% en peso]</b>	25 - 35	25 - 35	25 - 45	66.25	62.36	60.32	60.41	59.20	59.62
<b>pH</b>	6.7 - 7.5	6.5 - 8.0	6.5 - 8.0	5.02	5.41	4.98	5.33	5.65	6.57
<b>Conductividad eléctrica [dS/m]</b>	< 4	< 8	< 12	19.52	22.87	21.32	21.48	20.69	23.05
<b>Materia orgánica [% masa Seca]</b>	> 20	> 20	> 25	85.15	83.01	87.03	87.25	85.81	87.16
<b>Relación C/N</b>	< 15	< 20	< 25	46.89	37.58	48.61	50.05	82.99	70.31
<b>Macronutrientes (NPK)</b>	1 - 3% en cualquiera de ellos y su suma ≤ 7%								
<b>Fitotoxicidad [%IG]</b>	≥ 85	≥ 75	≥ 60	0	0	19.92	16.39	40.67	28.22

## 8 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este proyecto evaluó la viabilidad de utilizar pañales desechables usados como sustrato en el proceso de digestión anaerobia, adicionando como co-sustrato pasto, principal componente de los residuos de jardinería. De acuerdo con los resultados obtenidos que se concluye que:

Es factible obtener biogás a partir de pañales desechables usados y pasto, mediante digestión anaerobia. Se observó que la máxima generación fue de  $84.17 \pm 33.67$  mL de biogás por gramo de sustrato en base seca, esta producción fue baja al compararse con los resultados reportados por otros estudios para residuos orgánicos y posiblemente se debió a fugas en el sistema utilizado que no pudieron controlarse, o que el inóculo no tuvo tiempo suficiente para aclimatarse al sustrato.

La composición del biogás mostró que los gases con potencial de utilización son el  $H_2$  y el  $CH_4$ . Se encontró que la mezcla de sustratos produjo hidrógeno en mayor proporción, mientras que en pasto el biogás producido contenía un mayor porcentaje de metano.

El digestato obtenido presentó una reducción en el contenido de materia orgánica, lo cual es indicio de degradación del sustrato inicial, sin embargo, los análisis realizados al digestato indicaron que no se puede usar como mejorador de suelo sin antes ser sometido a otro proceso de estabilización, debido a que la concentración de algunos metales queda dentro de los límites permisibles de la NOM-004-SEMARNAT-2002 pero fuera de lo establecido en la NADF-020-AMBT-2012, en la que, debido a los índices de germinación que presentó el digestato, se considera un producto fitotóxico.

El proyecto en un principio apuntó a la obtención de metano considerando el alto porcentaje de materia orgánica de los pañales. Sin embargo, analizando los resultados observados, se pueden plantear diferentes estrategias de seguimiento:

1. Perfeccionar la metodología empleada para optimizar la generación de biogás. Para ello debe garantizarse la captura del volumen total de gas producido
2. Rediseñar el proceso de digestión anaerobia para que su finalidad sea la obtención de hidrógeno
3. Escalar el proceso con los mejores resultados

Por la producción y composición de biogás generado el proyecto se vislumbra como una alternativa para el aprovechamiento de pañales desechables usados. La mezcla de sustratos (pañal-pasto) a 37°C de temperatura se posiciona como la mejor alternativa para optimizar el volumen de biogás generado.

Finalmente se debe considerar que este trabajo es una primera aproximación, de la cual surgen nuevas perspectivas que tendrán que ser evaluadas con el paso del tiempo, las cuales marcarán la pauta a seguir.

## 9 REFERENCIAS

- Aguilar-Virgen, Q., Armijo-de Vega, C., Taboada-González, P. y Aguilar, X. (2010) Potencial de recuperación de residuos sólidos domésticos dispuestos en un relleno sanitario. *Revista de ingeniería*. Universidad de los Andes. Bogotá, Colombia. 32, pp. 16-27.
- Ambientum. <http://www.ambientum.com/enciclopedia/residuo/1.26.16.06r.htm> Revisado el 02-julio-2014.
- Agrowaste. Digestión Anaerobia. Recuperado de <http://www.agrowaste.eu/wp-content/uploads/2013/02/DIGESTION-ANAEROBIA.pdf> Revisado el 13-enero-2015.
- Baber, S., Ahmad, M. F. y Bhatti, A. (2006) The effect of eucalyptus camaldulenis on soil properties and fertility. *Journal of agricultural and biological science*, 1, 47-50.
- Barlaz M. A. (1998) Microbial studies of landfills and anaerobic refuse decomposition en Manual of Environmental Microbiology. Hurst, Editorial ASM Press Washington D. C.
- Boone, D. R. (1987) Transitional bacteria. Anaerobic Digestion of Biomass. Chynoweth, Editorial Elsevier Applied Science, Cambridge.
- Breure A. M. (1986) "Hydrolysis and acidogenesis fermentation of protein and carbohydrates in anaerobic waste water treatments". Editorial Offsetdrukkerij Kanters, Holanda.
- Buenrostro, O., Cram, S., Bernache, G. y Bocco, G. (2000) La digestión anaerobia como alternativa de tratamiento a los residuos sólidos orgánicos generados en los mercados municipales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 16, 19-26.
- Castañeda B. M. T. (2004) *Microbiología Aplicada. Manual de Laboratorio*. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. México D. F.
- Castillo, E., Cristancho, D. y Arellano, V. (2003) Estudio de las condiciones de operación para la digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 5, 11-22.
- Castro, A., Henríquez, C. y Bertsch, F. (2009) Capacidad de suministro de N, P y K de cuatro abonos orgánicos. *Agronomía Costarricense* 33(1): 31-43
- Chávez Vasavilbaso, A. (2009) El manejo de residuos en México. Proactiva Medio Ambiente México, México.
- Choo J. K., Park S. C. (1995) Biochemical Methane potential and solid state anaerobic digestion of korean food wastes. *Bioresource Technology*, 52, 245-253.
- Chynoweth, D. P., Bosch, G., Earle, J. F. K., Legrand, R., and Liu, K. (1991) A Novel Process for Anaerobic Composting of Municipal Solid Waste. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 28/29, 421-432.
- Chynoweth D. P., Isaacson R. (1987) "Anaerobic digestion of biomass". Editado por Elsevier Applied Science, 172-174.
- Colón, J., Ruggieri, L., Sánchez, A., González, A. y Puig, I. (2010) Possibilities of composting disposable diapers with municipal solid wastes. *Waste Management & Research*, 29, 249-259.
- Cook, B. D., Bloom, P. R. y Halbach, T. R. (1997) Fate of a Polyacrilate Polymer during Composting of Simulated Municipal Solid Waste. *Journal of Enviromental Quality*, 26, 618-625.
- Covarrubias Godínez, L. (2004) *Efecto de la temperatura en la sobrevivencia de Salmonella typhi en la superficie del jitomate*. Tesis para obtener el grado de maestría en ciencia y tecnología de los alimentos. Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, 2004.
- DOF (2003) Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos. México.
- Deppenmeier, U. (2002) The unique biochemistry of methanogenesis. *Progress in Nucleic Acid Research and Molecular Biology*, 71, 223-283.

- EDANA. (2008) Sustainability Report 2007-2008. Absorbent Hygiene Products. Reporte técnico. EDANA, International Association Serving the Nonwovens and Related Industries. Bruselas, Bélgica.
- EPA (2012) Composting facilities – Definitions. 3745-560-02 [http://www.epa.ohio.gov/Portals/34/document/currentrule/3745-560-02\\_current.pdf](http://www.epa.ohio.gov/Portals/34/document/currentrule/3745-560-02_current.pdf) Revisado el 01-julio-2014.
- Espinosa, R. M., Delfín, I., Turpin, S. y Contreras, J. L. (2003) Kinetic Study of Batch Biodegradation of Diapers. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 1.
- Espinosa Valdemar R. M., Turpin Marion S., Delfín Alcalá I., y Vázquez Morillas A. (2011) Disposable diapers biodegradation by the fungus *Pleurotus ostreatus*. *Waste Management*, 31 (8), 1683–1688.
- Espinosa-Valdemar, R., Sotelo-Navarro, P., Quecholac-Piña, X., García-Rivera, M., Beltrán-Villavicencio, M., Ojeda-Benítez, S. y Vázquez-Morillas, A. (2014) Biological recycling of used baby dialers in a small-scale composting system. *Resources, conservation and recycling*. 87, 153-157.
- Fernández, G. L.A. (2008) *Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo*. Tesis para obtener el grado de doctorado. Universidad de Cádiz.
- Galand, P., Fritze, H., Conrad, R. y Yrjala, K. (2005) Pathways for Methanogenesis and Diversity of Methanogenic Archaea in Three Boreal Peatland Ecosystems. *Applied and environmental microbiology*, April 2005, 2195–2198.
- García, R. J. E. y Castillo, I. H. G. (2008) *Biodegradación de pañales por composteo favorecido por la inoculación de Pleurotus ostreatus y otra especie celulolítica*. Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. México, D. F.
- Goodwin, J., Finlayson, J. y Low, E. (2001) A further study of the anaerobic biotreatment of malt whisky distillery pot ale using an UASB system. *Bioresource Technology*, 78, 155-160.
- Grady, C.P., Daigger, G.T. y Lim, H.C. (2011) Biological wastewater treatment. Editorial Marcel Dekker, New York.
- Granström, K. y Montelius, J. (2014) Pre-treatment to enhance biogas yield from pulp and paper mill sludge. *ICOEST 2014*. Side, Turkey, May 14 – 17, 2014.
- Guasmex. <http://www.guas-mex.com/digestion.html> Revisado el 04-junio-2014.
- Hakala, S., Virtanen, Y., Meinander, K. y Tanner, T. (1997). Life-cycle assessment, comparison of biopolymer and traditional diaper systems. Reporte técnico. VTT. Technical Research Centre of Finland. Finlandia.
- Hernández, F. C. y González, M. S. (1997) *Reciclaje de residuos sólidos municipales*. Programa Universitario de Medio Ambiente. UNAM. México, D. F.
- Hills, D. (1979) Effects of carbon: Nitrogen ratio on anaerobic digestion of dairy manure. *Agricultural Wastes*, 1, 4, 267-278.
- Jeris, J. S.; McCarty P. L. (1965) The biochemistry of methane formation using 14C tracers. *Journal Water Pollution Control Federation*, 37, 178.
- Jokela, J., Vavilin, V. y Rintala, J. (2005) Hydrolysis rates, methane production and nitrogen solubilisation of grey waste components during anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 96, 501-508.
- Laines, J., Sosa, J., Cámara, K., Sanchez, J. y Ferreyro, J. (2011) Diseño, construcción y operación de un biodigestor anaerobio tipo cúpula a escala real para la obtención de biogás. Hacia la sustentabilidad: Los residuos como fuente de energía y materia prima. 4º Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Hacia la sustentabilidad: Los residuos sólidos

- como fuente de materia prima y energía / S. Ojeda-Benítez *et al.* (coordinadores): Universidad Autónoma de Baja California, (2011).
- Lay J. J., Lee Y. J., Noike T. (1999) Feasibility of biological hydrogen production from organic fraction of municipal solidwaste. *Water Research*, 33, 2579-2586.
- Lindmark, J., Thorin, E., Fdhila, R. B., y Dahlquist, E. (2014) Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 40, 1030–1047.
- Lorenzo Acosta, Y., yObaya Abreu, M. C. (2005) La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte IICIDCA. *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, XXXIX, 1, 35-48.
- Mandujano Sánchez P. Digestión anaerobia de sólidos en alta concentración. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, 2001.
- McCarty, P. L. (2001) The development of anaerobic treatment and its future. *Water Science Technology*, 44, 149–156.
- McDougall, F., White, P., Franke, M., Hindle, P. “Gestión Integral de Residuos Sólidos: Inventario de Ciclo de Vida” Publicado por Procter & Gamble Industrial, S.C.A. 624 p. (2004).
- Macleod, J. A., Sanderson, J. B., Douglas, B. y Henry, R. (1998) Use of municipal compost in potato rotation. *National Agricultural Compost Trials. Results of Year III*.
- Martin D. J., Potts L. G. A., Reeves A. (1997) “Small scale simulation of waste degradation in landfills”. The 1997 Jubilee Research Event.
- McCarty P. L. (1981) “One hundred years of anaerobic treatment” Editorial Elsevier Biomedical Press, 3-22.
- Monroy Hermosillo, O. (2007) La digestión anaerobia como parte medular de la sustentabilidad ambiental. UAM-I. México, D.F.
- NADF-020-AMBT-2011. Que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especificaciones mínimas de la calidad de composta producida y/o distribuida en el Distrito Federal. Distrito Federal.
- NMX-AA-016-1984. Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación de Humedad. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. México.
- NMX-AA-018-1984. Protección al Ambiente. Contaminación de Suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación de Cenizas México.
- NMX-AA-025-1984. Protección al Ambiente. Contaminación de Suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación del pH. Método Potenciométrico México.
- NMX-AA-061-1984. Protección al Ambiente. Contaminación de Suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación de Cenizas México.
- NMX-AA-067-1985. Protección al Ambiente. Contaminación de Suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación de la relación carbono/nitrógeno México.
- NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección Ambiental.- Lodos y Biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final México.
- NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. México.
- O’Keefe D. M., Brigmon R. L., Chynoweth D. P. (2000) Influence of methane enrichment by aeration of recirculated supernatant on microbial activities during anaerobic digestion, *Bioresource Technology* 71, 217-224.
- Palmowski L. M., Müller J. A. (2000) Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 41, 155-162.

- Pérez, M.A. y Martínez, M.R. (2008) Manejo alternativo de los residuos de jardinería. *Kuxulkab XIV*, 26, 5-11.
- Polanco, S. G. (2004). *Retención de agua en un suelo mediante pañales desechables*. Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. México, D. F.
- Pognani, M., Barrena, R., Font, X., Scaglia, B., Adani, F., Sánchez, A. (2010) Monitoring the organic matter properties in a combined anaerobic/aerobic full-scale municipal source-separated waste treatment plant. *Bioresource Technology* 101, 6873-6877.
- PROFECO (2013) Productos en las canastas básicas de distintas instituciones públicas. México D. F. [http://www.profeco.gob.mx/transparencia/transfocaliza/Nota\\_Productos\\_canastas\\_basicas.pdf](http://www.profeco.gob.mx/transparencia/transfocaliza/Nota_Productos_canastas_basicas.pdf) Recuperado el 13 de diciembre de 2015
- Provenzano, M. R., Malerba, A. D., Pezzolla, D., Gigliotti, G. (2014) Chemical and spectroscopic characterization of organic matter during the anaerobic digestion and successive composting of pig slurry. *Waste Management* 34, 653-660.
- Puig, V. I. y Calaf, F. M. (2009) Pañales reutilizables como estrategia de prevención de residuos. Reporte técnico. ENT Environment and Management. Cataluña, España.
- Röben E. Manual de compostaje para municipios. Ecuador 2002.
- Rodríguez-Iglesias J., Castrillón L., Marañón E., Sastre H. (2000) Biomethanization of municipal solid waste in a pilot plant. *Water Research* 34, 447-454.
- Rowe R. K. (1995) Leachate characteristics for MSW landfills. Proceedings of the Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, 327-344.
- Rigby, H. y Smith, S.R. "New markets for digestate from anaerobic digestion" Editado por Imperial College London. Londres, 2001.
- Schink, A. (1997) Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. 61, 262-280.
- SEMARNAP. (1999). Minimización y manejo ambiental de los residuos sólidos. México 1999.
- SEMARNAT. (2012). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. SEMARNAT. México.
- SEMARNAT. (2013). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Edición 2012. México. 2013.
- Sotelo Navarro, P.X. *Composteo de pañales desechables usados mediante pilas aireadas y biorreactores aerobios*. Tesis para obtener el grado de maestría, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. México, D. F. 2013.
- Stegmann, R., Lotter, S., King, L. y Hopping, W. D. (1993) Fate of an absorbent gelling material for hygiene paper products in landfill and composting. *Waste Management & Research*, 11, 155-170.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S. A. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*, Mc. Graw Hill. I. Madrid, España.
- Vargas S. R. A. (2003) Estudio técnico para la producción de biogás como combustible a partir de estiércol de cuy, vaca, cabra con chala de maíz y desechos sólidos urbanos" X Simposio Peruano de Energía Solar.
- Varnero Moreno, M. "Manual de biogás". Minenergía/PNUD/FAO/GEF. Editado por: Proyecto CHI/00/G32 "Chile: Remoción de barreras para la electrificación rural con energías renovables" Santiago de Chile, 2011.
- Walker, L., Charles, W. & Cord-Ruwisch, R. (2009) Comparison of static, in-vessel composting of MSW with thermophilic anaerobic digestion and combinations of the two processes. *Bioresources Technology*, 100, 3799–3807.

- Wante, H., Wante, S. y Galadima A. (2014) Determination of biogas yield from co-digestion of cow and goat dung. *Annals of Biological Research*, 5(9): 59-65.
- Waterson, E. J., Canuel, E. A. (2008) Sources of sedimentary organic matter in the Mississippi River and adjacent Gulf of Mexico as revealed by lipid biomarker and  $\delta^{13}\text{C}_{\text{TOC}}$  analyses. *Organic Geochemistry*, 39, 422-439.
- Zeikus, J. G., Weimer, P.J., Nelson, D. R. y Daniels, L. (1975) Bacterial methanogenesis: Acetate as a Methane precursor in pure culture. *Archives of Microbiology*, 104, 129-134.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoli, M. (1981) Evaluating toxicity in immature compost. *Biocycle* 22: 54-57.