

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
UNIDAD PROFESIONAL INTERDISCIPLINARIA DE BIOTECNOLOGÍA

TÍTULO DEL TRABAJO:
BIOCONVERSIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS PARA LA
OBTENCIÓN DE ENERGÍA (METANO Y ELECTRICIDAD)
UTILIZANDO DIGESTORES ANAEROBIOS Y CELDAS DE
COMBUSTIBLE MICROBIANAS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS EN BIOPROCESOS

PRESENTA:
RAFAEL LÓPEZ BARRIOS

México, D. F. Diciembre 2010

Director: Dr. Claudio Garibay Orijel
Coodirector: Dr. Enrique Durán Páramo
Asesor: Dra. Claudia Guerrero Barajas
Asesor: Dra. Xóchitl Domínguez Benetton
Asesor: Dr. Edgar Salgado Manjarrez
Asesor: Dr. Luís Fernández Linares



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de México D. F. siendo las 13:30 horas del día 7 del mes de septiembre del 2010 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de UPIBI-IPN para examinar la tesis titulada:

Bioconversión de residuos sólidos para la obtención de energía (metano y electricidad) utilizando digestores anaerobios y celdas de combustibles microbianas

Presentada por el alumno:

<u>López</u> <small>Apellido paterno</small>	<u>Barrios</u> <small>Apellido materno</small>	<u>Rafael</u> <small>Nombre(s)</small>							
Con registro: <table border="1" style="display: inline-table; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="padding: 2px 5px;">B</td> <td style="padding: 2px 5px;">0</td> <td style="padding: 2px 5px;">8</td> <td style="padding: 2px 5px;">1</td> <td style="padding: 2px 5px;">9</td> <td style="padding: 2px 5px;">5</td> <td style="padding: 2px 5px;">8</td> </tr> </table>			B	0	8	1	9	5	8
B	0	8	1	9	5	8			

aspirante de:

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

Directores de tesis

Dr. Claudio Garibay Orijel

Dr. Enrique Durán Páramo

Dr. Edgar Salgado Manjarrez

Dr. Luis Carlos Fernández Linares

Dr. Claudia Guerrero Barajas



PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

Dr. Edgar Salgado Manjarrez
INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
UNIDAD PROFESIONAL
INTERDISCIPLINARIA DE BIOTECNOLOGÍA
SECCIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACION



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de México el día 5 del mes Diciembre del año 2010, el que suscribe López Barrios Rafael alumno del Programa de Maestría en Ciencias en Bioprocesos con número de registro B081958, adscrito al Programa de Posgrado de la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología IPN, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. Claudio Garibay Orijel y cede los derechos del trabajo intitulado BIOCONVERSIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS PARA LA OBTENCIÓN DE ENERGÍA (METANO Y ELECTRICIDAD) UTILIZANDO DIGESTORES ANAEROBIOS Y CELDAS DE COMBUSTIBLE MICROBIANAS, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección rlopezb@live.com.mx, claudiogaribay@yahoo.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


Rafael López Barrios

Nombre y firma

Agradecimientos

A mi padre y hermanos

Por apoyarme en cada uno de mis logros.

A Katia

Que si bien no termina de entender lo que hago, siempre esta a mi lado sin importar qué.

No me gustaría estar con nadie más.

A mis compañeros y amigos

Valeria, Mónica, Andrés, Montserrat, Benjamín, Jonas, Diana y Caridad por haber compartido su tiempo conmigo y aportar ideas que hicieron este trabajo posible, siempre será bueno estar con ustedes.

Al Dr. Claudio Garibay

Simplemente no hay palabras, por apoyarme en un momento muy duro, por ayudar a fermarme no solo como profesional sino como persona, cada uno de tus comentarios ha sido profundamente valorado y aplicado. Simplemente eres un hombre que se merece mi admiración.

Al Dr. Enrique Durán Parame

Por apoyarme en cada una de las etapas de este trabajo y por ayudarme a salir de cada uno de los baches en que caí. Quede en deuda con usted.

A la Dra. Claudia Guerrero

Por su infinita paciencia conmigo y por apoyarme sin más razón que el querer hacerlo, igualmente quede en deuda con usted.

A la Dra. Xóchitl Domínguez

Por su instrucción, ideas y por cambiar mi perspectiva de las cosas.

Al M en C. Rubén Medina y a los S.B.J. Hernán Cortez, Cesar Agustín y Hector Molina por su amistad y por el apoyo brindado en la realización de este trabajo.

A todo el personal docente y de laboratorio que cooperó de alguna manera en la realización de este trabajo.

Al apoyo brindado por el CONACYT para la realización de este proyecto con la beca de maestría número 220520.

Al apoyo PGC 308-056 brindado por el FCFD sin el cual la realización de este proyecto no sería posible.

Resumen.

Cada año se generan en México aproximadamente 40 millones de toneladas de residuos, de las cuales, 35.3 millones corresponden a residuos sólidos urbanos (RSU). En el DF se generan aproximadamente 5,271 toneladas al día de Residuos Sólidos Orgánicos Putrescibles (ReSOP) los cuales son aprovechables para llevar a cabo tratamientos biológicos y obtener productos de valor agregado. Con el fin de maximizar los beneficios obtenidos de la biodegradación de los ReSOP, es posible montar un proceso sinérgico en el que se aprovechen algunos de los compuestos que resultan de una fermentación anaerobia, es decir, los lixiviados de residuos sólidos que son ricos en ácidos orgánicos, como el ácido acético. Este último puede ser diluido y utilizado como única fuente de carbono por bacterias como *Geobacter sulfurreducens* capaces de generar energía eléctrica en una Celda de Combustible Microbiana (CCM). En este trabajo se evaluó la generación de biogás usando 3 reactores anaerobios, dos de ellos (R1 y R2) alimentados con diversos ReSOP (9 g/L/d) y el tercero (R3) con residuos de plátano (9 g/L/d). Se evaluó el desempeño de 3 configuraciones de CCMs y dos ánodos con y sin recubrimiento de polianilina (PAni). Se evaluó la actividad metanogénica específica (AME) a temperatura ambiente de consorcios anaerobios sobre los principales ReSOP generados en el D.F. obteniéndose valores de 0.011 hasta 0.038 mmol CH₄/gSV/h, mientras que para los reactores se obtuvieron valores de 0.001-0.806 mmol CH₄/gSV/h para R1 y R2, y de 0.035-0.136 mmol CH₄/gSV/h para R3. Se determinó la producción diaria de biogás (mL, desplazamiento de líquido) obteniendo un promedio de 497.44 mL para R1, 477.30 mL para R2 y 520.15 mL para R3. Se cuantificaron los ácidos orgánicos (acético, propiónico, butírico, succínico y láctico en este caso) obteniéndose un máximo de 7.36 g/L de ácido acético en R3 y un mínimo de 0.58 g/L de ácido láctico en R1. Se evaluó el rendimiento de metano en base Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT) obteniéndose un rendimiento máximo de 1.281 mmol CH₄/g NKT/h en R2. Finalmente, en las CCMs se alimentó un cultivo puro de *Geobacter sulfurreducens* con una solución 20 mM de acetato de sodio, el cual fue consumido de 48-72 h, el diseño que presentó la densidad de potencia máxima fue el que incluyó el ánodo de grafito recubierto de PAni (52624 mW/m²).

Abstract.

Every year in Mexico it is generated about 40 million tonnes of waste, 35.3 million are solid waste (MSW). The city generates about 5,271 tonnes of Putrescible Organic Solid Waste (POSW) which are usable for carrying out biological treatment from which it is possible to obtain value added products. In order to maximize the benefits from the biodegradation of POSW, it is possible to assemble a synergistic process in which it is used some of the compounds resulting from anaerobic fermentation could be used, ie solid waste leachates that are rich in organic acids concentrated and biodegradable, such as acetic acid. The latter can be diluted and used as the sole carbon source for bacteria as *Geobacter sulfurreducens* who can generate electricity in a microbial fuel cell (MFC). In this work, the generation of biogas using 3 anaerobic reactors, 2 of them (R1 and R2) fed with different POSW (9 g/L/d) and the third one (R3) with banana residue (9 g/L/d). Performance was also assessed three MFCs and two configurations of anode, with and without polianilina (PAni). We evaluated the specific methanogenic activity (SMA) at room temperature of the main POSW generated in the city producing values of 0.11 to 0.038 mmol CH₄/gSV/h, whereas the values for the reactors ranged 0.001-0.806 mmol CH₄ /gSV/h for R1 and R2, and 0.035-0.136 mmol CH₄ /gSV/h for R3. The biogas production (mL, liquid displacement) was determined daily obtaining an average of 497.44 mL for R1, R2 and 477.3 mL to 520.15 mL to R3. The organic acids were quantified (acetic, propionic, butyric, succinic and lactic acid in this case) using HPLC obtaining a maximum of 7.36 g/L of acetic acid in R3 and a minimum of 0.58 g/L of lactic acid in R1. The methane production was evaluated in based Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) obtaining a maximum yield of 1,281 mmol CH₄/g NKT/h in R2. Finally, in the MFCs was fed with a pure culture of *Geobacter sulfurreducens* with a 20 mM solution of sodium acetate which was consumed in 48-72 h, the best configuration obtained a peak power density of 52,624 mW/m² using an anode of graphite covered with PAni.

Índice

Resumen.....	5
Abstract	6
Índice de Tablas	9
Índice de Figuras	9
Abreviaturas	10
2. Introducción.	11
3. Antecedentes.....	12
3.1 Digestión anaerobia.	15
3.1.1 Acidogénesis: hidrólisis y fermentación.....	16
3.1.2 Acetogénesis.....	16
3.1.3 Metanogénesis.....	17
3.2 Celdas de Combustible Microbianas.	20
3.2.1 Cámara Anódica.....	23
3.2.2 Cámara Catódica.....	23
3.2.3 pH y electrolito de las cámaras.	23
3.2.4 Mecanismos de transferencia de electrones.....	24
3.2.4.1 Transferencia directa de electrones al electrodo.	24
3.2.4.1.1 Electrígenos.....	24
3.2.4.1.2 Transferencia con ayuda de mediadores externos o producidos por el mismo organismo.	25
3.2.4.2 Mediadores producidos por el mismo microorganismo.	26
3.2.4.2.1 Mediadores adicionados exógenamente	26
3.2.4.3 <i>Transferencia por medio de los nanocables bacterianos o pili.</i>	26
3.2.5 Ventajas del uso de celdas de combustible microbianas.	27
3.2.6 Aplicaciones de las Celdas de Combustible Microbianas.....	28
3.2.6.1 Tratamiento de aguas residuales.	28
3.3 Celda de combustible microbiana acoplada a un reactor anaerobio.	29
4. Justificación.....	30
5. Objetivos.....	31
6. Metodología.	32
6.1 Obtención del inóculo.....	33

6.2 Determinación del poder energético, en términos de la producción de metano a partir de los principales Residuos Sólidos Orgánicos Putrescibles generados en el Distrito Federal.....	33
6.3 Ensayos anaerobios metanogénicos de remoción de ReSOP con muestras reales. .	34
6.4 Producción de energía eléctrica empleando <i>Geobacter sulfurreducens</i> en celdas de combustible microbianas, utilizando el efluente del reactor anaerobio.	35
6.4.1 Cultivo de <i>Geobacter sulfurreducens</i> para la generación de energía eléctrica.....	35
6.4.2 Sistema y condiciones operacionales para la bioelectrogénesis.....	35
6.4.3 Evaluación del desempeño de la CCM.....	36
7. Resultados y discusión.	37
7.1 Actividad metanogénica específica (AME).	37
7.1.2 Ensayo en microcosmos.	37
7.2 Producción de biogás.....	42
7.2.1 Arranque de los reactores y producción de biogás.....	42
7.2.2 Monitoreo del pH y de la temperatura.....	46
7.2.3 Producción de ácidos orgánicos.....	49
7.2.4 Productividad de metano.....	50
7.2.4.1 Actividad Metanogénica Específica (AME) en reactores anaerobios de 4.2 L.	50
7.2.4.2 Productividad de metano en base nitrógeno.	53
7.2.4.3 Rendimiento de metano en base DQO.....	54
7.3 Celdas de Combustible Microbianas.	56
7.3.1 Densidad de potencia en Celdas de Combustible Microbianas.....	58
7.3.2 Ensayos de Celdas de Combustible Microbianas usando lixiviados provenientes de los reactores anaerobios como sustrato.....	60
8. Conclusiones.	62
9. Referencias.....	64

Índice de Tablas

Tabla 1. Composición porcentual de los residuos sólidos municipales 2004.....	13
Tabla 2. Principales bacterias formadoras de metano y sustratos sobre los que actúan (McInerney y Bryant).....	18
Tabla 3. Eficacia calórica en la producción de metano, hidrógeno y ácido acético.....	19
Tabla 4. Composición del biogás derivado de diversas fuentes	20
Tabla 5. Concentraciones de metano obtenidas para cada uno de los microcosmos	38
Tabla 6. AME obtenida para diferentes sustratos en ensayo de microcosmos.....	39
Tabla 7. Sustrato inicial de los reactores 1 y 2	42
Tabla 8. Producción diaria de biogás para los reactores 1,2 y 3	45
Tabla 9. Temperatura de los reactores 1,2 y 3 durante la digestión	47
Tabla 10. Valores de pH obtenidos durante la digestión para cada uno de los reactores.	48
Tabla 11. Concentración de ácidos orgánicos en los reactores 1, 2 y 3	49
Tabla 12. AME, sustrato alimentado y temperatura de los reactores R1, R2 y R3 para 10 días del proceso de digestión anaerobia.....	51
Tabla 13. Rendimiento en la producción de metano en base a NKT	53
Tabla 14. Rendimiento de metano en base DQO obtenido para los reactores 1, 2 y 3. ...	54
Tabla 15. Densidad de potencia obtenida en las celdas 1, 2 y 3 usando ánodos de grafito y acero inoxidable con y sin recubrimiento de PAni	58
Tabla 16. Densidad de potencia en diversas investigaciones	59

Índice de Figuras

Figura 1. Composición promedio de los residuos urbanos en México	12
Figura 2. Etapas de la fermentación anaerobia (Madigan, 1997)	15
Figura 3. Funcionamiento y partes de una celda de combustible microbiana.....	22
Figura 4. Metodología para la generación de metano y electricidad usando un reactor anaerobio y una Celda de Combustible Microbiana.	32
Figura 5. De izquierda a derecha se muestran los microcosmos en dónde se usó como sustrato: piña, sandía, ácido acético y limón.....	37
Figura 6. Reactor 1 en operación.....	43
Figura 7. Reactor 2 en operación.....	43
Figura 8. Reactor 3 en operación.....	43
Figura 9. Producción de biogás obtenida en el reactor 1.	43
Figura 10. Producción de biogás por día obtenida en el reactor 2.....	44
Figura 11. Producción de biogás obtenida en el reactor 3.	45
Figura 12. Producción de biogás y variación de la temperatura en el reactor 3.....	46
Figura 13. Producción de biogás y variación del pH del reactor 2	47
Figura 14. Celda 1	56
Figura 15. Celda 2	56
Figura 16. Celda 3	56
Figura 17. Micrografía del ánodo de acero sin PAni.....	57
Figura 18. Micrografía del ánodo de acero con PAni.....	57
Figura 19. Celda de combustible microbiana	60
Figura 20. CCM montada antes de entrar en operación.....	61
Figura 21. CCMs en operación, a la izquierda la celda que opera con los lixiviados del reactor 1, a la derecha la celda en funcionamiento con los lixiviados del reactor 2.	61

Abreviaturas

Ácido desoxirribonucleico (ADN)
Ácidos Grasos Volátiles (AGV)
Actividad metanogénica específica (AME)
Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio (NASA, por sus siglas en inglés).
Bacterias Acetogénicas Productoras Obligadas de Hidrógeno (OHPA, por sus siglas en inglés).
Celdas de Combustible Microbianas (CCM).
Corriente alterna (AC).
Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).
Demanda Química de Oxígeno (DQO).
Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).
Residuos Sólidos Orgánicos Putrescibles (ReSOP).
Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT).
Organización para la agricultura y la alimentación (FAO, por sus siglas en inglés).
Polianilina (PAni).
Reactor 1 (R1).
Reactor 2 (R2).
Reactor 3 (R3).
Residuos Sólidos Orgánicos (RSO).
Residuos Sólidos Urbanos (RSU).
Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL).
Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
Sólidos Volátiles (SV).

2. Introducción.

La problemática medioambiental a escala mundial se centra, actualmente en dos importantes aspectos: la generación exponencial de residuos sólidos urbanos (RSU) y el incremento de la emisión de gases que potencian el efecto invernadero provocando el denominado cambio climático. La generación de residuos está aumentando rápidamente debido al crecimiento demográfico, el aumento de la población en los centros urbanos, la utilización de bienes materiales de rápido envejecimiento, creando serios problemas de disposición (Forster *et al.*, 2007). Dentro de los RSU se encuentran los residuos sólidos orgánicos (RSO), éstos a su vez se subdividen en putrescibles y no putrescibles. Los residuos orgánicos putrescibles (ReSOP) son los residuos de frutas, verduras y carne, los cuales pueden ser sometidos a tratamientos biológicos como la fermentación anaerobia.

Con el fin de maximizar los beneficios obtenidos de la biodegradación de los ReSOP, es posible montar un proceso sinérgico en el que se aprovechen algunos de los compuestos que resultan de la fermentación anaerobia, es decir, los lixiviados de residuos sólidos que son ricos en ácidos orgánicos concentrados y biodegradables, como el ácido acético. Este último puede ser diluido y utilizado como única fuente de carbono por bacterias capaces de generar energía eléctrica en una Celda de Combustible Microbiana (CCM), como *Geobacter sulfurreducens* (Lovley, 2006a, Lovley, 2006b); por lo que al acoplar ambos procesos no sólo se eliminaría un importante contaminante ambiental, como lo son los ReSOP, sino que se aprovecharán también los residuos biodegradables de este proceso para la generación de un producto de alto valor agregado: electricidad.

3. Antecedentes.

A nivel mundial, los problemas de contaminación ocasionados por la acumulación de residuos sólidos no peligrosos han llegado a niveles alarmantes, entre los que destacan la falta de espacio para su disposición final, contaminación de acuíferos y suelos a causa de los lixiviados que se generan y el aumento en la producción de gases de efecto invernadero (Domingo y Nadal, 2008). En todo el mundo la disminución de los volúmenes de residuos sólidos forma parte integral de las políticas públicas, como en el caso de la Comunidad Europea (Skovgaard *et al.*, 2007), China (Delvoie y Plessis-Fraissar, 2005) y por supuesto de México, en donde el Gobierno Federal, con el Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012 y los Gobiernos Estatales han establecido a los residuos sólidos como temas centrales y prioritarios a resolver.

Cada año se generan en México alrededor de 40 millones de toneladas de residuos, de las cuales, 35.3 millones corresponden a Residuos Sólidos Urbanos (RSU). Dentro de los RSU se encuentran los residuos sólidos orgánicos (RSO), éstos a su vez se subdividen en putrescibles y no putrescibles. Los residuos sólidos orgánicos putrescibles (ReSOP) son los residuos de frutas, verduras y carne.

Estos residuos son aprovechables para llevar a cabo tratamientos biológicos a partir de los cuales es posible obtener productos de valor agregado. De los 35.5 millones de toneladas de RSU, como se observa en la Figura 1, el 53% son RSO (Comisión Mexicana de Infraestructura Ambiental, 2003).

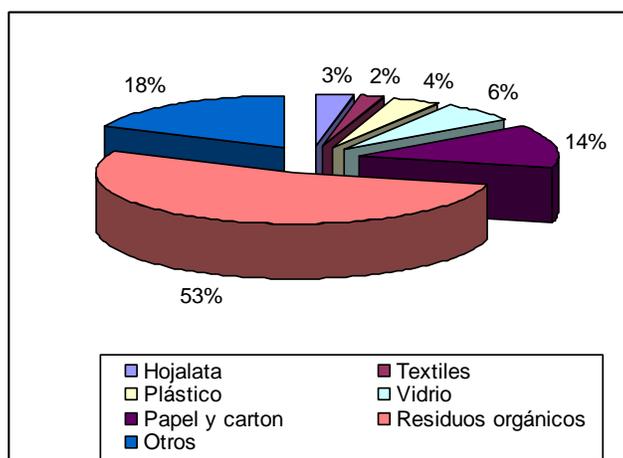


Figura 1. Composición promedio de los residuos urbanos en México.

Fuente: INE 2004.

Los ReSOP generados en México comprenden 7.84 millones de toneladas al año, de las cuales 5.18 millones de toneladas son residuos alimenticios y 2.66 millones de toneladas son de residuos de poda (INEGI y SEMARNAT, 2004)

En el Distrito Federal se producen diariamente 13,250 toneladas de residuos sólidos, de las cuales el 34.66% son residuos alimenticios y el 5.125% son residuos de poda (4,592 toneladas y 679.06 toneladas respectivamente). La Tabla 1 muestra la composición de los residuos sólidos en el 2004 (SEDESOL, 2004).

Tabla 1. Composición porcentual de los residuos sólidos municipales 2004.

Tipo de residuo	Zona geográfica				
	Fronteriza	Norte	Sur	Centro	D.F.
Cartón	3.97	4.37	1.83	4.84	5.36
Residuos finos	1.37	2.23	3.51	8.08	1.21
Hueso	0.50	0.64	0.27	0.25	0.08
Hule	0.28	0.20	0.09	0.35	0.20
Lata	2.93	1.41	1.70	2.97	1.58
Material ferroso	1.18	1.48	0.29	0.40	1.39
Material no ferroso	0.23	0.65	0.94	1.70	0.06
Papel	12.13	10.56	13.68	8.85	14.58
Pañal desechable	6.55	8.31	6.01	5.72	3.37
Plástico película	4.79	5.12	1.66	1.72	6.24
Plástico rígido	2.90	3.15	1.95	1.23	4.33
Residuos de jardín	16.09	19.76	7.11	26.98	5.12
Residuos alimenticios	26.97	21.27	38.54	16.34	34.66
Trapo	1.97	2.41	0.81	2.16	0.64
Vidrio de color	2.06	0.93	4.25	0.60	4.00
Vidrio transparente	4.59	5.25	5.05	3.72	6.77
Otros	11.50	12.27	12.24	14.10	10.41
Totales	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

El 18% restante de los materiales de desecho urbano se integra con madera, cuero, hule, envases de cartón encerado, trapo y fibras diversas. Estos valores son diferentes para las principales capitales, zonas urbanas y las localidades rurales (SEDESOL, 2004).

La incorrecta disposición de estos residuos conlleva a la generación de gases invernadero y uso de tiraderos no supervisados a cielo abierto (Arvizu, 1997). El considerable aumento en la población de México también ha constituido un factor determinante del volumen de residuos generados.

En 1940, México tenía 20 millones de habitantes y estaba creciendo a una tasa de alrededor del 2% anual. Hacia los años setenta la población alcanzó los 50 millones de habitantes y ésta crecía alrededor del 3.3% cada año. El crecimiento vertiginoso fue disminuyendo de 3.2% en el período 1970-1980, 2% en el período 1980-1990, hasta 1.8% en el período 1990-2000. Sin embargo, en 50 años la población total aumentó 4 veces en términos absolutos. Como consecuencia del crecimiento demográfico hubo incremento en los volúmenes de residuos generados diariamente. Mientras que para 1950 se estimaba una generación de casi 30,000 toneladas diarias, en el año 2000 se generaron 88,100 toneladas diarias y en la actualidad se generan 109,589 toneladas diarias, de las cuales la generación de residuos sólidos del Distrito Federal representa el 12% (Comisión Mexicana de Infraestructura ambiental, 2003).

Cuando los residuos sólidos son confinados en rellenos sanitarios contaminan el suelo y el agua de los mantos freáticos, debido a los lixiviados generados en condiciones anaerobias (Marquez-Benavides y Watson-Craik, 2003); por otro lado, el metano generado durante la vida del relleno, cuando no es utilizado, aumenta de manera considerable el efecto invernadero y contribuye al calentamiento global (Tosh *et al.*, 1994).

3.1 Digestión anaerobia.

La fermentación anaerobia consiste en una serie de reacciones que, en ausencia de oxígeno, degradan la materia orgánica hasta metano y dióxido de carbono como productos finales. Básicamente, el proceso global de digestión anaerobia se puede dividir en tres etapas: Acidogénesis, Acetogénesis y Metanogénesis (McInerney y Bryant, 1981).

Una de las formas más convenientes para disponer los ReSOP es el uso de fermentaciones anaerobias para generar biogás, la producción de hidrogeno y metano es considerada un camino ideal para dar uso a los ReSOP debido a que la eficiencia de conversión de sustrato al energético es del 90%. Aunque también es posible generar únicamente hidrógeno, éste solo tiene una eficiencia de conversión del 20%, la cual es menos de la cuarta parte que se obtiene si se genera metano e hidrógeno al mismo tiempo (Cooney *et al.*, 2007; Ting and Lee, 2007; Ueno *et al.*, 2007). La Figura 2 muestra las diferentes etapas en que se lleva a cabo una fermentación anaerobia (Madigan, 1997).

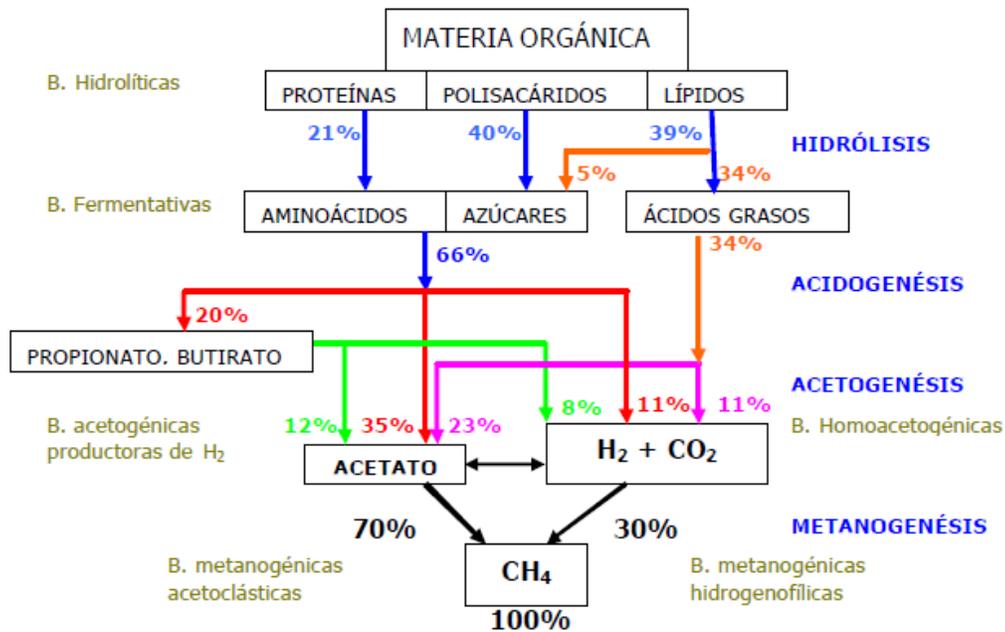


Figura 2. Etapas de la fermentación anaerobia (Madigan, 1997).

3.1.1 Acidogénesis: hidrólisis y fermentación.

La acidogénesis consiste en la hidrólisis de las macromoléculas y en la oxidación de los monómeros y oligómeros (ácidos grasos, carbohidratos, aminoácidos y compuestos aromáticos) para producir principalmente ácidos grasos volátiles (AGV) de dos a cinco átomos de carbono, ácidos dicarboxílicos, como el succinato, alcoholes (metanol y etanol), CO_2 e H_2 . En este nivel intervienen reacciones de interconversión de algunos metabolitos que permiten que el producto sea fermentado después por un grupo complementario de bacterias fermentativas. Las bacterias acidogénicas más representativas pertenecen a los géneros *Clostridium*, *Streptococcus* y *Propionibacterium* (Rittman y MacCarty, 2001), las cuales presentan altas tasas de fermentación en un amplio intervalo de pH (5-9) y tienen una mayor velocidad de crecimiento comparada con la de los otros grupos microbianos involucrados en la digestión anaerobia. Las bacterias que utilizan el H_2 como fuente de energía (hidrogenotróficas) juegan un papel muy importante en esta etapa, ya que impiden la acumulación de H_2 en los digestores, lo cual inhibiría el proceso global de digestión anaerobia debido a que muchas reacciones serían termodinámicamente no viables (Rittman y MacCarty, 2001).

3.1.2 Acetogénesis.

La acetogénesis consiste en la conversión de los AGV y alcoholes en acetato, H_2 y CO_2 . Este proceso lo llevan a cabo un grupo de bacterias Acetogénicas Productoras Obligadas de Hidrógeno (OHPA). Para ello es preciso que el H_2 producido en la acidogénesis y en la acetogénesis tenga un sumidero continuo para que el equilibrio termodinámico de las reacciones se desplace hacia la liberación de energía libre (pasando de una $\Delta G' > 0$ a una $\Delta G' < 0$); en caso contrario las bacterias OHPA se inhibirán debido a un impedimento termodinámico del proceso global. Las arqueobacterias metanogénicas hidrogenotróficas son las encargadas de consumir el H_2 producido en las dos etapas anteriores (Monroy-Hermosillo, 1998). Lo anterior, implica una transferencia de H_2 entre especies, la cual funciona armónicamente en consorcios anaerobios gracias a la relación sintrófica tan estrecha entre las bacterias OHPA y las arqueobacterias hidrogenotróficas. Esta relación sintrófica es muy importante, ya que permite la producción continua de acetato a partir de los otros AGV presentes en un digestor. La presión parcial de H_2 , en digestores

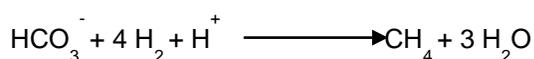
anaerobios, no debe exceder de 10^{-4} atm para que las reacciones sean favorables desde el punto de vista termodinámico. Las arqueobacterias metanogénicas tienen una alta afinidad por el H_2 , lo cual permite que los niveles de H_2 usualmente se encuentren por debajo de 10^{-6} atm en los digestores (Monroy-Hermosillo, 1998).

3.1.3 Metanogénesis.

La metanogénesis consiste en la producción de metano a partir de un pequeño grupo de sustratos que incluye la mezcla H_2/CO_2 , el formiato, el acetato, el metanol y las metilaminas. Algunos microorganismos metanogénicos pueden utilizar también etanol, ciclopentanol y 2-propanol como donadores de electrones para reducir el CO_2 . En la mayoría de los digestores anaerobios, los principales sustratos son la mezcla H_2/CO_2 , el formiato y el acetato. Éste último, representa el origen del 73% del metano producido (Carmona *et al*, 2005).

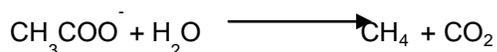
Los dos principales grupos de arqueobacterias metanogénicas son Hidrogenotróficas y Acetoclásticas:

1) Hidrogenotróficas no acetoclásticas. Utilizan la mezcla H_2/CO_2 y en su mayoría, el formiato. Los géneros más representativos son *Methanobrevibacter* y *Methanobacterium* (Macarie y Guyot, 1995). La reacción ocurre de acuerdo con la siguiente estequiometría:



$$\Delta G^{\circ} = - 135 \text{ kJ/reacción}$$

2) Acetoclásticas. Utilizan el acetato como principal fuente de carbono y energía (Macarie y Guyot, 1995). La reacción ocurre de acuerdo con la siguiente estequiometría:



$$\Delta G^{\circ} = - 31 \text{ kJ/reacción}$$

Este grupo de arqueobacterias metanogénicas se subdivide en dos:

- i) las del género *Methanosarcina* que, además del acetato, pueden utilizar metanol, metil-aminas y algunas cuantas especies utilizan hidrógeno (Macarie y Guyot, 1995).
- ii) las del género *Methanosaeta*, antiguamente conocido como *Methanothrix*, que utilizan únicamente acetato como fuente de energía (Macarie y Guyot, 1995).

Los microorganismos metanogénicos pertenecen a las Arqueas, un grupo filogenético distinto de Eukarya y Bacteria. Las arqueobacterias difieren de las bacterias en la composición del DNA y de su pared celular. Las arqueobacterias metanogénicas contienen ácido murámico en su pared celular, lo cual las hace ser no susceptibles a la acción de antibióticos (penicilina, vancomicina y cefalosporina) que afectan la pared celular de las bacterias. Las arqueobacterias metanogénicas son anaerobias estrictas muy sensibles al oxígeno que requieren potenciales redox menores a -330 mV para crecer de manera óptima (Macarie y Guyot, 1995). En la Tabla 2 puede observarse algunas de las especies son capaces de utilizar el H_2 para reducir el ácido carbónico, muchas de ellas reducen el ácido fórmico (McInerney y Bryant, 1981; Cuervo 1995).

Tabla 2. Principales bacterias formadoras de metano y sustratos sobre los que actúan (McInerney y Bryant).

Arquea	CO ₂	H ₂	HCOOC	CH ₃ COOH	CH ₃ OH
<i>Metanobacterium formicus</i>	+	+	+		
<i>Metanobacterium ruminatum M1</i>	+	+	+		
<i>Metanobacterium sp. cepa OH</i>	+	+			
<i>Metanobacterium arbophilicum</i>	+	+			
<i>Methanosarcina barkeri</i>	+	+		+	+
<i>Methanosarcina barkeri cepa 227</i>	+	+		+	+
<i>Methanosarcina barkeri cepa W</i>	+	+		+	+
<i>Methanococcus vannielii</i>	+	+	+		
<i>Methanococcus sp. Cepa PS</i>	+	+	+		
<i>Methanospirillum hungatei</i>	+	+	+		
<i>Methanosaeta soehngenii</i>	+	+		+	

Un factor importante para que la metanogénesis se lleve de manera adecuada es la eliminación constante de los lixiviados de manera eficiente. De esta manera es posible obtener metano a razón de 0.18 m³/kg de sólidos volátiles (Chugh *et al.*, 1999).

Considerando a la glucosa como sustrato, la eficiencia en la producción de metano en una fermentación metanogénica es del 83.2% (Jun Cheng, 2008), sin embargo se ha reportado que es posible alcanzar valores de hasta 90% usando biorreactores de lecho fluidizado con sacarosa y triclorofenol como sustratos (Garibay-Orijel *et al.*, 2005; Garibay-Orijel, 2006 A; Garibay-Orijel *et al.*, 2006 B). La Tabla 3 muestra la eficacia en valor calórico en la producción de hidrógeno y metano (Jun Cheng, 2008).

Tabla 3. Eficacia calórica en la producción de metano, hidrógeno y ácido acético.

Reacción	Valor calórico (kJ/mol)	Eficacia (%)
C ₆ H ₁₂ O ₆	2888	
H ₂	242	
CH ₄	801	
C ₆ H ₁₂ O ₆ →3CH ₄ +3CO ₂	2403	83.2
C ₆ H ₁₂ O ₆ +H ₂ O→2CH ₃ COOH+2CO ₂ +4H ₂	484	33.5
2CH ₃ COOH→2CH ₄ +4H ₂	1602	
C ₆ H ₁₂ O ₆ +2H ₂ O→2CH ₄ +4CO ₂ +4H ₂	2570	89

Por otro lado, se ha cuantificado la cantidad de metano producido a partir de residuos de diferentes frutas y vegetales, como es el caso de aguacate, jitomate, naranja, mango, plátano, limón, papaya, etc. (Gunaseelan, 2004). Ello que permite estimar de una manera confiable la cantidad de metano que se podría generar con ReSOP provenientes de los hogares de la Ciudad de México, así como de centrales de abastos y de otras industrias altamente generadoras de esta clase de residuos.

La Tabla 4 muestra la composición del biogás obtenido de diferentes fuentes (Carrilo, 2003).

Tabla 4. Composición del biogás derivado de diversas fuentes

Composición de biogás derivado de diversas fuentes					
Gases	Desechos agrícolas	Lodos cloacales	Desechos industriales	Rellenos sanitarios	Propiedades
Metano	50-60 %	50-80 %	50-70 %	45-65 %	combustible
CO ₂	30-50 %	20-50 %	30-50 %	34-55 %	ácido, asfixiante
Vapor de agua	saturación	saturación	saturación	saturación	corrosivo
Hidrógeno	0-2 %	0-5 %	0-2 %	0-1 %	combustible
H ₂ S	100-7000 ppm	0-1 %	0-8 %	0.5-100 ppm	corrosivo, olor, tóxico
Amoniaco	trazas	trazas	trazas	trazas	corrosivo
CO	0-1 %	0-1 %	0-1 %	trazas	tóxico
Nitrógeno	0-1 %	0-3 %	0-1 %	0-20%	inerte
Oxígeno	0-1 %	0-15 %	0-1 %	0-5 %	corrosivo
Orgánicos	trazas	trazas	trazas	5 ppm	corrosivo, olores

3.2 Celdas de Combustible Microbianas.

Las celdas de combustible microbianas (CCMs) son dispositivos que utilizan microorganismos que transforman la energía química contenida en compuestos orgánicos a energía eléctrica (Logan *et al.*, 2004). Bajo este esquema, pueden producir electricidad a partir del biotratamiento de efluentes residuales con bajo contenido de materia orgánica disuelta. Las CCMs son sistemas altamente prometedores por su factibilidad técnica, simplicidad y economía, además de tener el potencial de acoplarse a otros procesos innovadores para la remediación ambiental como lo son las plantas de tratamiento de aguas residuales, lo que las convierte en una prioridad científica compatible con las políticas actuales de una sociedad sustentable ambientalmente (Logan *et al.*, 2004).

En 1910, Michael Cresse Porter, botánico de la Universidad de Durham en el Reino Unido, demostró que los microorganismos pueden generar voltaje y liberar corriente. En 1931 Cohen de la Universidad de Cambridge retomó la idea de Porter, él describió como un ensayo en una CCM produjo más de 35 V, sin embargo, las celdas de combustible microbiano retomaron importancia hasta los años 60 cuando la Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio (NASA por sus siglas en inglés) se interesó en transformar desechos orgánicos en electricidad para su uso en viajes espaciales de larga duración (Shukla, 2004).

El concepto de microorganismos usados como catalizadores en celdas de combustibles microbianas fue explorado desde los años 70 y 80 (Suzuki, 1976; Roller *et al.*, 1984). La CCM utilizada para tratar agua residual doméstica fue introducida por Habermann y Pommer (1991). Sin embargo, recientemente han vuelto a ser dispositivos atractivos para generar electricidad desarrollando oportunidades para aplicaciones prácticas (Schröder, 2003a; Liu y Logan, 2004; Liu *et al.*, 2004).

Una CCM convierte un sustrato biodegradable directamente a electricidad. Esto se consigue cuando las bacterias, a través de su metabolismo, transfieren electrones desde un donador, tal como la glucosa, a un aceptor de electrones. En una CCM las bacterias no transfieren directamente los electrones producidos a su aceptor terminal, sino que éstos son desviados hacia el ánodo (Figura 3). Esta transferencia puede ocurrir de varias formas, bien sea a través de la membrana celular o a partir de un mediador soluble en donde los electrones fluyen a través de un circuito externo (Rabaey *et al.*, 2003a).

La Figura 3 muestra el funcionamiento y partes de una Celda de Combustible Microbiana.

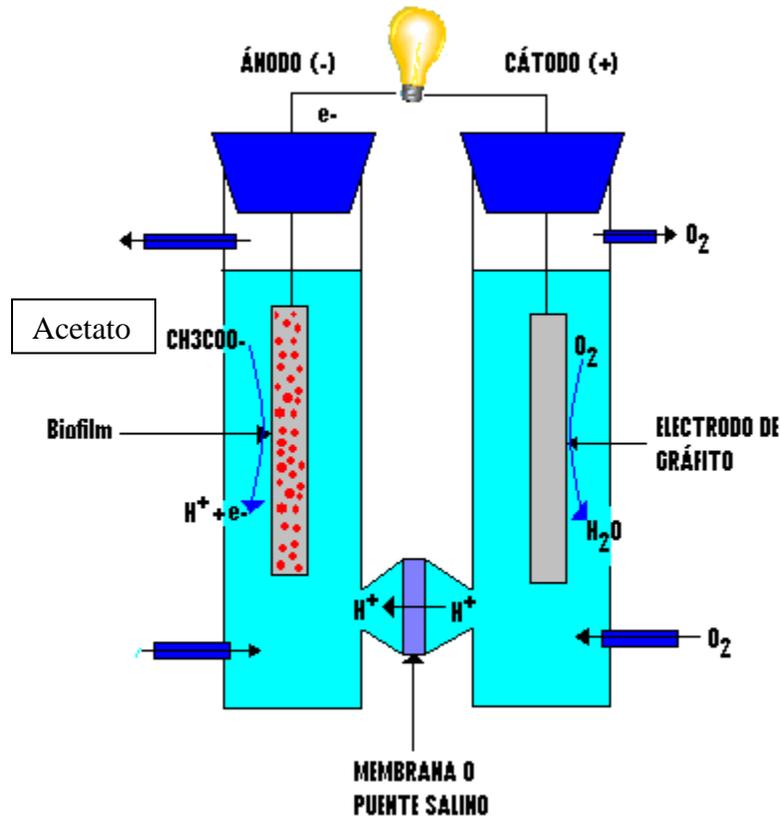


Figura 3. Funcionamiento y partes de una celda de combustible microbiana (CCM). El sustrato es metabolizado por las bacterias y los electrones resultantes son transferidos al ánodo. Este proceso ocurre a través de la membrana o de un mediador redox.

Una gran variedad de sustratos se han empleado en el ánodo para la generación de energía, incluyendo acetato, celulosa, aguas residuales municipales e industriales, etc. Se ha mejorado la tecnología y funcionamiento de la celda misma, sin embargo un factor común y que tiene gran relevancia, es la formación de la biopelícula microbiana en el ánodo (Kim *et al.*, 2006). Se han identificado y caracterizado el tipo de organismos que conforman los consorcios bacterianos que participan en la formación de la biopelícula y de manera importante en el aporte de energía (Lovley, 2008).

El factor más importante para que una CCM genere una corriente de electrones que pueda ser utilizada es, sin duda alguna, el microorganismo o microorganismos utilizados para llevar a cabo el proceso de degradación de la materia orgánica a compuestos como CO_2 y H_2O y la liberación de electrones al sistema. Otro factor importante es el tipo de

inóculo, se pueden emplear diferentes tipos de inóculos en las CCMs. El inóculo puede provenir de lodos activados (Lee *et al.*, 2003), lodos anaeróbicos (Rabaey *et al.*, 2003a), aguas residuales domésticas (Min y Logan, 2004), aguas residuales industriales (Prasad *et al.*, 2006) sedimentos marinos (Bond *et al.*, 2002) o sedimentos acuáticos (Holmes *et al.*, 2004). Aunque los mejores resultados se han obtenido empleando lodos activados o anaeróbicos (Rabaey *et al.*, 2003a).

3.2.1 Cámara Anódica.

Los materiales con los que se deben construir los ánodos deben ser conductivos, biocompatibles y químicamente estables en la solución del reactor. Ánodos metálicos consistentes de malla de acero inoxidable no corrosivo pueden ser utilizados. El material de electrodo más versátil es el carbón, disponible como placas de grafito compacto, barras o gránulos (Sell *et al.*, 1989).

3.2.2 Cámara Catódica.

El oxígeno es el aceptor más adecuado de electrones para una CCM debido a su alto potencial de oxidación, disponibilidad, bajo costo, sustentabilidad, y la carencia de residuos químicos. La elección del material del cátodo afecta de manera importante el desempeño, y su variedad de aplicaciones. Para incrementar la velocidad de reducción de oxígeno, los catalizadores de platino son usualmente usados para oxígeno disuelto o cátodos de difusión de gas. Para bajar el costo de la CCM, la cantidad de platino puede mantenerse a 0.1 mg/cm² (Cheng *et al.*, 2006a).

3.2.3 pH y electrolito de las cámaras.

Sin una solución amortiguadora en una CCM, obviamente existirá una diferencia de pH entre la cámara anódica y la cámara catódica, aunque teóricamente no habría cambio de pH cuando la velocidad de reacción de protones, electrones y oxígeno en el cátodo es igual a la velocidad de producción de protones en el ánodo. La membrana de intercambio

de protones causa una barrera en el transporte de los mismos. El transporte de protones a través de la membrana es más lento que su velocidad de producción en el ánodo y su velocidad de consumo en la cámara catódica en la etapa inicial de la operación de la CCM, así se genera una diferencia de pH (He *et al.*, 2008). Gil *et al.* (2003), detectaron una diferencia de pH de 4.1 después de 5 horas de operación con un pH inicial de 7 sin utilizar amortiguadores. Con la adición de un amortiguador de fosfatos (pH 7), el cambio de pH en el ánodo y cátodo fue menor de 0.5 unidades y la salida de corriente se incrementó alrededor de 1 a 2 veces. Sin embargo, el proceso microbiano anódico prefiere un pH neutro y las actividades microbianas disminuyen en un pH más alto o más bajo, por lo que el empleo de amortiguadores es fundamental (He *et al.*, 2008).

3.2.4 Mecanismos de transferencia de electrones.

La transferencia extracelular de electrones se puede definir como el proceso en el cual los electrones derivados de la oxidación de compuestos orgánicos son transferidos a la superficie externa de la célula para reducir un aceptor terminal de electrones extracelular (Lovley, 2008). Se han planteado diferentes mecanismos para explicar cómo los microorganismos liberan los electrones al electrodo.

3.2.4.1 Transferencia directa de electrones al electrodo.

La transferencia directa de electrones al electrodo comprende el conjunto de mecanismos por los cuales los electrones pueden transferirse directamente al electrodo en los microorganismos.

3.2.4.1.1 Electrígenos.

Los electrígenos son microorganismos que conservan la energía permitiendo el crecimiento por la oxidación de compuestos orgánicos a dióxido de carbono y con la transferencia directa de electrones a los ánodos de las CCM (Lovley y Kevin, 2008). Estos microorganismos son conocidos también como anodófilos. Entre los microorganismos más estudiados de esta clase se encuentran *Geobacter* y *Rhodospirillum rubrum*; los cuales poseen

mecanismos de transporte de electrones internos y no requieren la ayuda de mediadores para liberar dichos electrones al ánodo. Una de las ventajas del uso de estos microorganismos es la completa oxidación de la materia orgánica a dióxido de carbono que estos microorganismos hacen posible y que se traduce en una alta eficiencia coulombica en el proceso. Otra ventaja utilizando electrógenos es su sustentabilidad a largo plazo. Se han reportado CCMs que han sido operadas por más de 2 años sin bajar la producción de electricidad (Lovley y Nevin, 2008).

La reacción de una CCM que se lleva a cabo en el ánodo sin mediadores se ha estudiado principalmente en las bacterias de la familia *Geobacteraceae*, en este proceso el ánodo actúa como aceptor final de electrones de manera similar a como lo hacen con los óxidos minerales sólidos que se encuentran en el subsuelo, su hábitat natural. Recientemente dichas bacterias se han usado para generar electricidad a partir de desechos orgánicos, ya que su metabolismo único la hace sobresaliente en este campo (Lovley, 2008). Su característica principal es la habilidad para oxidar compuestos orgánicos como ácidos grasos, alcoholes, compuestos monoaromáticos por la vía de los ácidos tricarbónicos, mediante la transferencia de electrones a óxidos de Fe(III) insolubles, sustancias húmicas u óxidos de Mn(IV) (Nevin y Lovley, 2002; Lovley 2008).

La mayoría de los estudios relacionados con la transferencia de electrones se han hecho utilizando *Geobacter sulfurreducens*, ya que su genoma se conoce completamente y se sabe que es un gran generador de potencia. La manera en que esta bacteria transfiere electrones al electrodo, es a través de una serie de citocromos tipo *c* (más de 100 codificados en su genoma), asociados a la membrana interna, periplasma y membrana externa (Methe *et al.*, 2003; Lovley, 2008).

3.2.4.1.2 Transferencia con ayuda de mediadores externos o producidos por el mismo organismo.

Un mediador es un compuesto que puede entrar en la célula, aceptar electrones de varios acarreadores intracelulares de electrones, salir de la célula en un estado reducido y entonces donar los electrones al ánodo, estos mediadores juegan un papel fundamental en la transferencia de electrones en aquellos microorganismos que son incapaces de transferir electrones al ánodo directamente (Nevin y Lovley, 2002).

3.2.4.2 Mediadores producidos por el mismo microorganismo.

Los microorganismos que tienen la capacidad de reducir Fe(III) deben tener acceso efectivo a un aceptor de electrones que no puede difundirse a la célula. Las bacterias del género *Shewanella* lo logran liberando quinonas solubles que pueden acarrear electrones de la superficie celular a óxido de Fe(III) aunque éste se encuentre a una distancia considerable de la célula. Se ha reportado que *Shewanella* tiene la capacidad de transferir electrones a metales localizados a más de 50 µm de la superficie de la célula (Nevin y Lovley, 2002).

El mecanismo de transferencia de electrones hacia la superficie del electrodo, por esta bacteria, no ha sido elucidado, pero son de vital importancia los citocromos localizados en la membrana externa (Hau y Gralnick, 2007).

3.2.4.2.1 Mediadores adicionados exógenamente

En el caso de microorganismos que no son capaces de producir sus propios mediadores y que son incapaces de transferir eficientemente los electrones derivados del metabolismo central al exterior de la célula, requieren de la adición de mediadores exógenos que transporten los electrones al ánodo, por ejemplo: Ferrocianuro potásico y el Hexacianoferrato de potasio (Bullen *et al.*, 2006; Alzate, 2008).

3.2.4.3 Transferencia por medio de los nanocables bacterianos o pili.

En estudios recientes se ha descubierto la presencia de *nanocables* en algunos microorganismos *electrígenos*. Estos *pili* se han identificado en bacterias como: *G. sulfurreducens*, *Shewanella oneidensis*, una cianobacteria fototrófica *Synechocystis* y un microorganismo fermentador termófilo: *Pelotomaculum thermopropionicum* (Gorby *et al.*, 2006).

Estos *pili* son los encargados de realizar la conexión eléctrica entre la célula y los óxidos de Fe(III) y deben estar en contacto directo con el ánodo de la CCM o formando una red entre las células para facilitar la transferencia de electrones a través de la biopelícula lo mejor posible, pues se sabe que *Geobacter* crece en monocapas y los *pili* proveen soporte estructural en la formación de dicha biopelícula y son esenciales en la generación de corriente (Lovley, 2006).

Utilizando *G. sulfurreducens* se realizó un estudio en el que se evaluó en presencia de Fe(III) soluble e insoluble la transferencia de electrones y el papel que jugó la presencia o ausencia de *pili* en este proceso. *G. sulfurreducens* produce *pili* durante su crecimiento en óxido de Fe(III) pero no en Fe(III) soluble, lo que hace suponer que la producción de *pili* es una manera de alcanzar el Fe(III) no soluble en los sedimentos. Reguera *et al.* (2005), evaluaron la conductividad eléctrica a través de los *pili* mediante microscopía de fuerza atómica. Los resultados en esos estudios mostraron que los *pili* de *G. sulfurreducens* son altamente conductivos e indicaron que *Geobacter* requiere de estas estructuras para poder reducir óxidos de Fe(III) en el ambiente.

3.2.5 Ventajas del uso de celdas de combustible microbianas.

Las CCM tienen ventajas sobre otras tecnologías usadas para la generación de energía a partir de materia orgánica (Logan, 2004).

- 1) La conversión directa de sustrato a energía impide pérdidas, aumentando así la eficiencia.
- 2) Opera de forma eficiente a temperatura ambiente lo cual permite el ahorro de energéticos e incluso lo hace bien a bajas temperaturas.
- 3) El biogás generado en la celda no requiere tratamiento, puede recircularse como combustible o recircularse al biorreactor.
- 4) No requieren de energía extra para airear el cátodo pues éste puede ser aireado pasivamente.
- 5) Pueden ser implementadas en lugares aislados en los que no existe infraestructura eléctrica.
- 6) Es una energía limpia.

3.2.6 Aplicaciones de las Celdas de Combustible Microbianas.

Las Celdas de combustible Microbianas han tenido diversas aplicaciones. En este apartado se describen algunas de ellas.

3.2.6.1 Tratamiento de aguas residuales.

Recientemente, el tratamiento bioelectroquímico de aguas residuales ha emergido como una tecnología potencialmente interesante para la producción de energía de aguas residuales. El tratamiento bioelectroquímico de aguas residuales es basado en el uso de microorganismos electroquímicamente activos. Éstos son capaces de transferir electrones extracelularmente y pueden usar este mecanismo para transferir electrones a un electrodo mientras oxidan la materia orgánica presente en las aguas residuales. Los microorganismos funcionan como un catalizador para la oxidación electroquímica de la materia orgánica y el electrodo es por lo tanto descrito como un bioánodo microbiano. El proceso de tratamiento bioelectroquímico de aguas residuales puede ser modificado por una conexión eléctrica del bioánodo a un electrodo auxiliar (cátodo) que desempeñará una reacción de reducción. Como resultado de esta conexión eléctrica entre el ánodo y el cátodo, las reacciones de los electrodos pueden ocurrir y los electrones pueden fluir del ánodo al cátodo produciendo así una corriente eléctrica (Rozendal *et al.*, 2008).

Las aguas residuales provenientes de la industria, la agricultura y de las casas contienen materia orgánica disuelta que requiere ser removida antes de ser descargada al ambiente. Actualmente, existen procesos para remover los contaminantes orgánicos presentes en estas aguas de desecho, la mayoría de estos procesos son tratamientos aeróbicos, los cuales consumen grandes cantidades de energía en el proceso de aeración. Sin embargo, el tratamiento de aguas residuales ha empezado a ser reconocido como una fuente renovable para la producción de electricidad lo cual podría emplearse para el mismo proceso de tratamiento de efluentes (Aelterman *et al.*, 2006; Logan y Reagan, 2006).

3.3 Celda de combustible microbiana acoplada a un reactor anaerobio.

Las CCM se han acoplado a biorreactores para tratamiento de efluentes contaminados (Liu y Logan, 2004). A partir de la biomasa orgánica presente en residuos sólidos y líquidos se puede obtener una variedad de biocombustibles y subproductos, siendo la glucosa la principal fuente de carbono (Logan, 2004; Alzate *et al.*, 2007; He y Angenent, 2006). La mayoría de los estudios sobre CCMs utilizan cepas microbianas puras, entre las que destacan *Shewanella putrefaciens*, *Escherichia coli*, *Geobacter sulfurreducens* y *Rhodospirillum rubrum*. Las dos últimas bacterias han destacado por la alta eficiencia coulombica (~98%) con la que transfieren electrones hacia el ánodo a partir de compuestos como glucosa, acetato y butirato (Rabaey *et al.*, 2004; Liu *et al.* 2006b), aunque este parámetro no siempre implica una alta transferencia energética y es necesario conocer también la densidad de potencia que se genera en estos sistemas. También se han realizado estudios con consorcios y cultivos mixtos en los que se han obtenido eficiencias coulombicas cercanas a las obtenidas con cultivos puros (~90%) (Rabaey *et al.*, 2004).

Con el fin de maximizar los beneficios obtenidos de la biodegradación de los ReSOP, es posible montar un proceso sinérgico en el que se aprovechen algunos de los compuestos que resultan de la fermentación anaerobia, es decir, los lixiviados de residuos sólidos que son ricos en ácidos orgánicos concentrados y biodegradables, como el ácido acético. Éste último puede ser diluido y utilizado como única fuente de carbono por bacterias capaces de generar energía eléctrica en una CCM, como *Geobacter sulfurreducens* (Lovley, 2006a; Lovley, 2006b); al acoplar ambos procesos no sólo se eliminaría un importante contaminante ambiental, como lo son los ReSOP, sino que se aprovecharían también los residuos biodegradables de este proceso para la generación de un producto de alto valor agregado: electricidad limpia.

4. Justificación

El aumento en la generación de residuos sólidos, crea una problemática debido a la contaminación causada a los suelos y mantos freáticos, así como la emisión de gases invernadero como resultado de los confinamientos en rellenos sanitarios. Por otra parte, es indudable que la demanda de energía es cada vez creciente para los países desarrollados y en desarrollo. Todo ello conlleva a plantearse diversos retos: ¿cómo aprovechar las grandes cantidades de residuos sólidos orgánicos que se producen diariamente en las ciudades? ¿Cómo desarrollar procesos alternativos para la producción de energía? Con base en ello, el presente trabajo pretende plantear una propuesta que da respuesta a los retos arriba descritos. Por ello, se desea montar un sistema de biodegradación de ReSOP acoplado con una Celda de Combustible Microbiana, la cual aproveche el acetato que estimula el crecimiento de especies de *Geobacter*, las cuales obtienen la mayoría de su energía con la oxidación del acetato y la reducción de los óxidos de Fe(III), los cuales son abundantes en la mayoría del subsuelo. Como se puede apreciar, la implementación de un sistema en el que se acoplen un reactor anaerobio para la biodegradación de los ReSOP y una Celda de Combustible Microbiana que use los ácidos orgánicos producidos durante la fermentación metanogénica como sustrato para generar electricidad, esto no solo permitirá la reducción de los ReSOP, también disminuirá los costos en la generación de energéticos para la Ciudad de México y permitirá montar sistemas homólogos en los sitios de disposición de los RSO.

5. Objetivos.

General.

- Producir energía (electricidad y metano) utilizando un reactor anaerobio y una Celda de Combustible Microbiana.

Específicos.

- Producir biogás a partir de Residuos Sólidos Orgánicos Putrescibles.
- Producir electricidad a partir de los ácidos orgánicos generados en un reactor anaerobio mediante el uso de una Celda de Combustible Microbiana.

6. Metodología.

La metodología utilizada en el desarrollo de este trabajo constó de cinco etapas:

Etapa 1. En esta etapa se recolectaron excretas de vaca, cerdo, cabra, suelos y lixiviados para generar el inóculo para el reactor anaerobio.

Etapa 2. En esta etapa se llevaron a cabo ensayos para determinar el rendimiento en la producción de metano para los ReSOP de mayor generación en el Distrito Federal.

Etapa 3. En esta etapa se llevaron a cabo ensayos de remoción de muestras reales de ReSOP en ambiente anaerobio metanogénico.

Etapa 4. En esta etapa se obtuvo el metano en la corriente gaseosa y se recuperaron los lixiviados ácidos del reactor anaerobio.

Etapa 5. En esta etapa se usaron soluciones sintéticas con ácidos orgánicos para producir electricidad por medio de la CCM utilizando un cultivo puro de *Geobacter sulfurreducens*.

La figura 4 muestra la metodología experimental para el desarrollo del proyecto

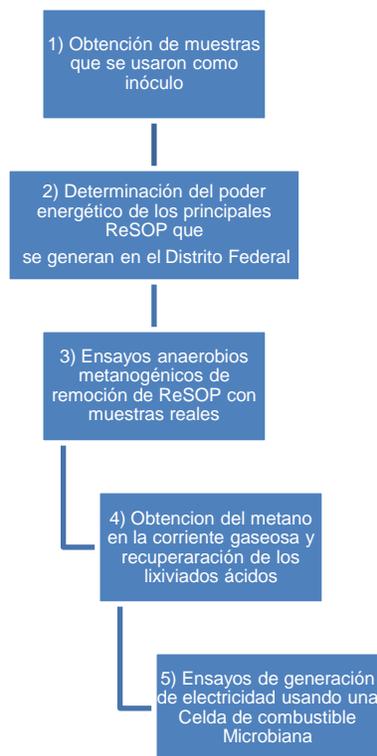


Figura 4. Metodología para la generación de metano y electricidad usando un reactor anaerobio y una Celda de Combustible Microbiana.

6.1 Obtención del inóculo.

Se recolectaron muestras de diferentes fuentes, siendo éstas las siguientes:

- Lixiviados de centro de recolección de basura municipal.
- Muestras de suelo profundo.
- Excremento de vaca, cerdo, cabra.

Se generó un inóculo mezclando todas las muestras hasta formar una solución homogénea (López-Barrios, 2008).

6.2 Determinación del poder energético, en términos de la producción de metano a partir de los principales Residuos Sólidos Orgánicos Putrescibles generados en el Distrito Federal.

Los microcosmos se elaboraron en botellas serológicas de 125 mL, las cuales contenían 60 mL de una mezcla formada por 25 %v/v lodos provenientes del Reactor 1 y 75 %v/v de medio BA (Angelidaki *et al.*, 1990). El contenido de SV de cada microcosmos fue de 0.0337 mg SV/mL para igualar las condiciones existentes en Reactor 1. Los sustratos usados en los ensayos a nivel microcosmos fueron: acetato de sodio para obtener una concentración final de 30 mM, materia seca (pulpa y cáscara) de mango, limón, plátano, naranja, piña, papaya, aguacate, pepino y sandía suficientes para cubrir una DQO de 1.2 g/L (Ahring *et al.*, 1993). Se realizaron tres microcosmos para cada uno de los sustratos excepto para naranja y pepino de los cuales se realizaron sólo dos. El ensayo de AME se realizó midiendo por duplicado la cantidad de metano que fue producida en cada uno de los microcosmos después de 21 días de digestión a temperatura ambiente (21.5-24.1 °C).

Las variables medidas durante el experimento fueron:

Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT), Sólidos Volátiles (SV) y Sólidos Totales (ST) (APHA, AWWA, WPCF, 1992)

Se determinó la producción de metano por cromatografía de gases utilizando helio como fase móvil (Garibay-Orijel, 2006 y Cheng Jun, 2007).

Se determinó la producción de ácidos orgánicos usando cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) Varian Prostar. La columna fue una Aminex HPX-87H de exclusión de iones de 300 mm x 7.8 mm, la lectura se realizó a 210 nm y la fase móvil utilizada fue H_2SO_4 $5 \cdot 10^{-3}$ N a un flujo de 0.75 mL/min de acuerdo a lo recomendado en el manual de la columna. Se usó el software Star Toolbar versión 6.11 para la elaboración de curvas patrón y cuantificación de los ácidos. Cada una de las muestras fue filtrada con una membrana Millipore de acetonitrilo de diámetro de poro 0.22 μm antes de ser inyectada.

6.3 Ensayos anaerobios metanogénicos de remoción de ReSOP con muestras reales.

Se montaron 3 reactores (frascos de vidrio con cierre mecánico, con capacidad de 4.5 L). Los reactores iniciaron con 400 g de sustrato (mezcla de diversos ReSOP), el inóculo utilizado fue el mencionado en el punto 6.1.

Los reactores fueron alimentados diariamente con 9 g/L de sólidos húmedos. Se tomó una muestra diaria de 50 mL del reactor y fue sustituida por un volumen igual de agua corriente.

El volumen de biogás producido diariamente se midió por desplazamiento de una solución de NaOH 5g/L para la captura del CO_2 .

El pH fue monitoreado diariamente y regulado con un buffer de carbonatos pH 9.5 en un rango de 6.8-7.2.

Se monitorearon las variables: DQO, NKT, SV y ST (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Las producciones de metano y ácidos orgánicos fueron determinadas por los métodos mencionados en el punto 6.2.

6.4 Producción de energía eléctrica empleando *Geobacter sulfurreducens* en celdas de combustible microbianas, utilizando el efluente del reactor anaerobio.

En este apartado se presentan las técnicas utilizadas para la producción de energía eléctrica por *Geobacter sulfurreducens*.

6.4.1 Cultivo de *Geobacter sulfurreducens* para la generación de energía eléctrica

Se utilizó la especie *Geobacter sulfurreducens* debido a su alta capacidad para mineralizar completamente compuestos orgánicos (ácido acético, ácido láctico, ácido fumárico, ácidos húmicos, etc.), con un 90% de recuperación de los electrones disponibles en estos compuestos.

Las células microbianas se cultivaron utilizando técnicas de Hungate modificadas (Dominguez-Benetton, 2007) para el cultivo de anaerobios. Para los cultivos semilla, se utilizó el medio NBAF (Coppi *et al*, 2001), con la modificación de que la única fuente de carbono fue acetato de sodio.

En las CCMs, se utilizó el mismo medio sin la adición de fumarato ni citrato férrico, con la finalidad de que las bacterias utilizaran el ánodo de grafito como único aceptor de electrones. Se midieron y controlaron: la concentración de ácidos orgánicos disueltos, el pH, la temperatura, la agitación, la concentración microbiana en estado libre y en biopelícula, los tiempos de retención, el potencial redox, la demandas bioquímica de oxígeno, la concentración de productos contaminantes del cátodo (como CO₂) y la evolución microbiana para cada CCM (Dominguez-Benetton, 2007).

6.4.2 Sistema y condiciones operacionales para la bioelectrogénesis.

El diseño de la celda de combustible microbiana que se acopló al sistema de biodegradación de ReSOP fue de dos cámaras concéntricas ya que permite el flujo continuo de influente.

Se llevó a cabo un control de las concentraciones de combustible en la CCM (ácido acético proveniente de los lixiviados de residuos sólidos). Se utilizaron membranas intercambiadoras de protones de Nafion (Zhuwei *et al*, 2007).

Como material anódico se utilizó grafito modificado con polianilina (Domínguez-Benetton *et al*, 2008). Como material catódico se utilizaron electrodos de alambre de platino (Schroder *et al*, 2003; Logan *et al*, 2006; Zhuwei *et al*, 2007).

6.4.3 Evaluación del desempeño de la CCM.

Se realizaron mediciones de potencial con multímetros de alta impedancia para la evaluación de la potencia eléctrica de la celda electroquímica (Palmore *et al*, 1994). La potencia de la CCM se calculó de acuerdo con la ecuación $P=iV$, donde P es la potencia, i la corriente y V el voltaje. Adicionalmente, se utilizaron las técnicas de medición de potencial a circuito abierto y la técnica en corriente alterna (AC) de Espectroscopía por Impedancia Electroquímica, para caracterizar el desempeño de la CCM sin inducir perturbaciones en su desempeño (Domínguez-Benetton, 2007).

7. Resultados y discusión.

7.1 Actividad metanogénica específica (AME).

El ensayo de AME consiste en evaluar la capacidad de los microorganismos metanogénicos para convertir sustrato orgánico en CH_4 y CO_2 . De esta forma, a partir de cantidades conocidas de biomasa (sólidos volátiles, SV), bajo condiciones establecidas, se puede evaluar la producción de CH_4 en un periodo determinado (Chernicharo, 1997).

7.1.2 Ensayo en microcosmos.

En esta etapa se llevaron a cabo ensayos en microcosmos en frascos con capacidad de 125 mL. Cada uno de los frascos contenía 1.2 g DQO/L de cada uno de los ReSOP (mango, limón, plátano, naranja, piña, papaya, aguacate, pepino, sandía y ácido acético como control) y completándose con agua hasta un volumen de 60 mL; cada uno de los microcosmos fue inoculado con la mezcla mencionada en el punto 6.1. El ensayo se llevó a cabo por triplicado. La figura 5 muestra algunos de los microcosmos usados durante el ensayo. La cantidad de metano obtenida para cada uno de los microcosmos se presenta en la Tabla 5. El metano se reporta como mmol CH_4 en todo el espacio gaseoso de la botella serológica.



Figura 5. De izquierda a derecha se muestran los microcosmos en donde se usó como sustrato: piña, sandía, ácido acético y limón.

Tabla 5. Concentraciones de metano obtenidas para cada uno de los microcosmos.

Sustrato	Microcosmos 1		Microcosmos 2		Microcosmos 3		Promedio	Desviación estándar
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 1	Repetición 2		
	mmol CH ₄							
Mango	37.50	41.17	40.56	42.28	39.07	45.87	41.07	±2.88
Limón	8.25	8.81	9.40	9.19	FR	FR	8.91	±0.51
Plátano	11.18	FR	12.82	11.12	FR	13.82	12.24	±1.32
Naranja	18.03	18.88	20.45	18.90	ND	ND	19.06	±1.01
Piña	40.83	40.83	40.10	36.84	FR	FR	39.65	±1.91
Papaya	36.96	40.85	38.68	38.28	39.00	39.55	38.89	±1.30
Aguacate	12.53	13.45	14.57	14.34	FR	FR	13.72	±0.93
Pepino	39.87	39.72	44.15	38.28	ND	ND	40.51	±2.53
Sandía	16.70	FR	16.55	14.96	15.76	17.20	16.23	±0.88
Acetato	FR	14.60	FR	14.77	15.00	16.06	15.11	±0.66

El metano se reporta como mmol CH₄ en todo el espacio gaseoso de la botella serológica.

FR: corresponde a lecturas que salieron del rango de medición.

ND: corresponde a mediciones no realizadas debido a que no se elaboró ese microcosmos.

Una vez establecida la cantidad de metano que se produjo durante los 21 días de digestión, fue posible calcular la AME para cada uno de los sustratos ensayados. Dichos resultado se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. AME obtenida para diferentes sustratos en ensayo de microcosmos.

Sustrato	AME (mmol CH ₄ /gSV/h)	AME (mmol CH ₄ /g Residuo/h)	Referencia
Mango	0.019-0.047	0.002-0.005	Gunaseelan, 2004
	0.019	0.002	Sumithra, 1989
	0.038	0.004	Este trabajo
Limón	0.057	0.007	Gunaseelan, 2004
	0.008	0.007	Este trabajo
Plátano	0.032-0.073	0.007-0.016	Gunaseelan, 2004
	0.011	0.003	Clarke, 2007
	0.011	0.003	Este trabajo
Naranja	0.054	0.007	Gunaseelan, 2004
	0.049	0.006	Gunaseelan, 2004
	0.038	0.005	Özmen, 2009
	0.018	0.003	Este trabajo
Piña	0.058	0.008	Gunaseelan, 2004
	0.041	0.005	Gunaseelan, 2004
	0.008	0.001	Nuntiya, 2009
	0.026	0.003	Swaroop, 2004
	0.036	0.005	Este trabajo
Papaya	0.036	0.004	Este trabajo
Aguacate	0.013	0.003	Este trabajo
Pepino	0.037	0.002	Este trabajo
Sandía	0.015	0.001	Este trabajo
Acetato de sodio	0.017	No aplica	Ahring, 1993
	0.014	No aplica	Este trabajo

La AME obtenida en el experimento realizado para cada uno de los sustratos varía desde 0.011 hasta 0.038 mmol CH₄/gSV/h, se debe a que la producción de metano durante la digestión anaerobia de materia orgánica biológicamente degradable depende de la cantidad y tipo de materia agregada al sistema (Bouallagui, 2003).

La AME obtenida para el acetato de sodio (control del experimento) en este ensayo fue de 0.014 mmol CH₄/gSV/h lo cual representa 82.35 % de la reportada en un ensayo similar realizado a 35 °C (Ahring *et al.*, 2003).

La variación en estos resultados se debe a la diferencia de temperaturas, puesto que el sistema en el presente trabajo se desarrolló en condiciones psicrófilas y el ensayo de Ahring *et al.*, (2003) se realizó en condiciones mesófilas (Maly and Federus, 1971)

En diferentes trabajos de investigación se han realizado ensayos de AME usando diferentes variedades de mango y en diferentes condiciones de temperatura. En este trabajo se obtuvo un rendimiento de 0.038 mmol CH₄/gSV/h en una digestión de 21 días a temperatura ambiente (21.5-24.5 °C). El mayor rendimiento reportado corresponde a 0.047 mmol CH₄/gSV/h en una digestión de 21 días a una temperatura de 35 °C (Gunaseelan, 2004) y el mas bajo fue de 0.019 mmol CH₄/gSV/h en una digestión de 21 días a una temperatura de 30 °C (Sumithra and Nand, 1989).

Existen tres rangos de temperatura en los que pueden funcionar los microorganismos que llevan a cabo la digestión anaerobia: psicrófilos (por debajo de 25 °C), mesófilico (entre 25 y 45 °C) y termófilico (entre 45 y 65 °C), siendo que la producción de metano aumenta conforme aumenta el rango de temperatura (Martí, 2006). Lo anterior puede explicar la diferencia en rendimientos de metano reportados en distintos trabajos, sin embargo aunque el presente trabajo ha sido desarrollado en condiciones psicrófilas se han alcanzado rendimientos similares a los obtenidos por otros grupos de investigación en condiciones mesófilas (Clarke *et al.*, 2007; Sumithra and Nand, 1989; Swaroopa and Nand, 2004).

La piña ha probado ser un buen sustrato para la digestión anaerobia y la producción de biogás, este proceso se lleva a cabo preferentemente en los rangos mesófilicos y termófilicos (Tanticharoen *et al.*, 1985). Se han reportado AME para desechos de piña en el siguiente rango 0.008-0.058 mmol CH₄/gSV/h variando de acuerdo al sustrato y temperatura empleados. El máximo reportado es de 0.058 mmol CH₄/gSV/h en una digestión de 11.3 días a un temperatura de 35 °C usando desechos sólo de la cáscara de piña, sin embargo en el mismo trabajo se reporta un rendimiento de 0.041 mmol CH₄/gSV/h en las mismas condiciones para una mezcla de desechos de cascara y pulpa de la piña (Gunaseelan, 2004). En este trabajo se obtuvo una AME de 0.036 mmol CH₄/gSV/h para una digestión de 21 días a una temperatura que varía entre 21.5 y 24.5

°C, se ubica dentro del rango de AME reportado para condiciones mesofílicas (Gunaseelan, 2004; Nuntiya *et al.*, 2009; Swaroopa and Nand, 2004) aún cuando este trabajo se realizó en condiciones psicrófilicas.

El plátano representa un sustrato de interés debido a su alto consumo por parte de la población, por lo cual existe generación constante de residuo del mismo; de acuerdo con información de la FAO, en el 2007 se produjo un total de 1.86 millones de ton de Plátano en México (FAOSTAT, 2007). En 2007 el consumo per cápita fue de 18.73 kg/habitante por año (CCNMPP, 2009), esta es la razón por la que se eligió como sustrato control en el experimento realizado con reactores. En el presente trabajo se obtuvo una AME de 0.011 mmol CH₄/gSV/h, mientras que se ha reportado una AME de hasta 0.073 mmol CH₄/gSV/h en una digestión de 8.19 días de duración a una temperatura de 35 °C; en el mismo trabajo se revela que la AME obtenida usando como sustrato desechos de plátano alcanza un máximo a los 8.19 días comenzando a decrecer hasta 0.032 mmol CH₄/gSV/h en una digestión de 14.08 días a la misma temperatura (Gunaseelan, 2004). Otro grupo de trabajo reportó una AME de 0.011 mmol CH₄/gSV/h en una digestión de 70 días a una temperatura de 38 °C (Clarke *et al.*, 2007). En el presente ensayo se obtuvo una AME de 0.011 mmol CH₄/gSV/h la cual es igual a la reportada por Clarke *et al.*, 2007. De lo anterior se puede decir que la producción de metano obtenida usando desechos de plátano como sustrato se encuentra dentro de lo reportado por la literatura, sin embargo se ve afectada por la duración de la digestión.

En el caso de la naranja, la AME obtenida en este ensayo fue de 0.018 mmol CH₄/gSV/h, la cual es baja comparado con otros reportes, 0.054-0.049 mmol CH₄/gSV/h (Gunaseelan, 2004) y 0.038 mmol CH₄/gSV/h (Özmen and Solmaz, 2009). Si bien el rendimiento obtenido, no se encuentra dentro del rango reportado por otras investigaciones, esto puede deberse a la diferencia de contenido en el inóculo utilizado para la digestión anaerobia, a la duración del proceso y a la variación de temperaturas entre los experimentos (Gunaseelan, 2004; Maly and Federus, 1971). Para los demás residuos no se encontraron reportes en la literatura abierta con los cuales se pudieran comparar, sin embargo los resultados obtenidos se encuentran dentro del intervalo obtenido para otros sustratos reportados en esta tesis (Clarke *et al.*, 2007; Sumithra and Nand, 1989; Swaroopa and Nand, 2004; Tanticharoen *et al.*, 1985; Özmen and Solmaz, 2009).

7.2 Producción de biogás.

En este apartado se presentan los resultados relacionados con la producción de biogás.

7.2.1 Arranque de los reactores y producción de biogás.

Para la producción de biogás se utilizaron reactores de vidrio con una capacidad de 4.2 L, dos reactores fueron alimentados diariamente con un sustrato diferente (desechos de una sola fruta o verdura para ambos reactores) y un tercer reactor fue alimentado únicamente con desechos de plátano (pulpa y cascara) para ser usado como una medida de la variación en la producción del biogás al usar una alimentación no controlada (diferentes residuos diariamente) (Zhang *et al*, 2007; Clark *et al*, 2007). Los tres reactores fueron inoculados con 0.5 L de la mezcla descrita en el punto 6.1 y se completó con agua hasta un volumen de operación de 2 L (Castillo *et al*, 2003). De manera inicial cada uno de los reactores fue alimentado con 400 g de sustrato húmedo, la composición del sustrato inicial de los reactores 1 y 2 se muestra en la Tabla 7; el sustrato inicial del reactor 3 consistió en 400 g de residuos de plátano (pulpa y cáscara) (Cruz y Plaza, 2004). Posteriormente cada reactor fue alimentado diariamente con 9 g/L de sustrato húmedo (Lim *et al*, 2008). No se encontraron referencias de reactores psicrófilicos que operaran a condiciones similares a las expuestas en este trabajo por lo que los resultados obtenidos se compararon con reactores mesófilicos y termófilicos. Las figuras 6, 7 y 8 muestran los 3 reactores en operación.

Tabla 7. Sustrato inicial de los reactores 1 y 2.

Sustrato	g
Lechuga	50
Naranja	50
Plátano	50
Mandarina	50
Jitomate	50
Manzana	50
Papa	50
Jícama	50
Total	400
Agua	1.5 L
Inóculo	0.5 L



Figura 6. Reactor 1 en operación.



Figura 7. Reactor 2 en operación.



Figura 8. Reactor 3 en operación.

La digestión anaerobia tuvo una duración de 216 días a temperatura ambiente y pH 6.8-7.4 para los tres reactores. La producción de biogás fue monitoreada diariamente por desplazamiento de una solución de NaOH (5 g/L) en todos los casos la medición del volumen de biogás recolectado se hizo a presión atmosférica y a temperatura ambiente (Cardona *et al*, 2004; Chaiprasert *et al.*, 2001). Las figuras 9 y 10 muestran la producción de biogás obtenida para los reactores 1 y 2 respectivamente.

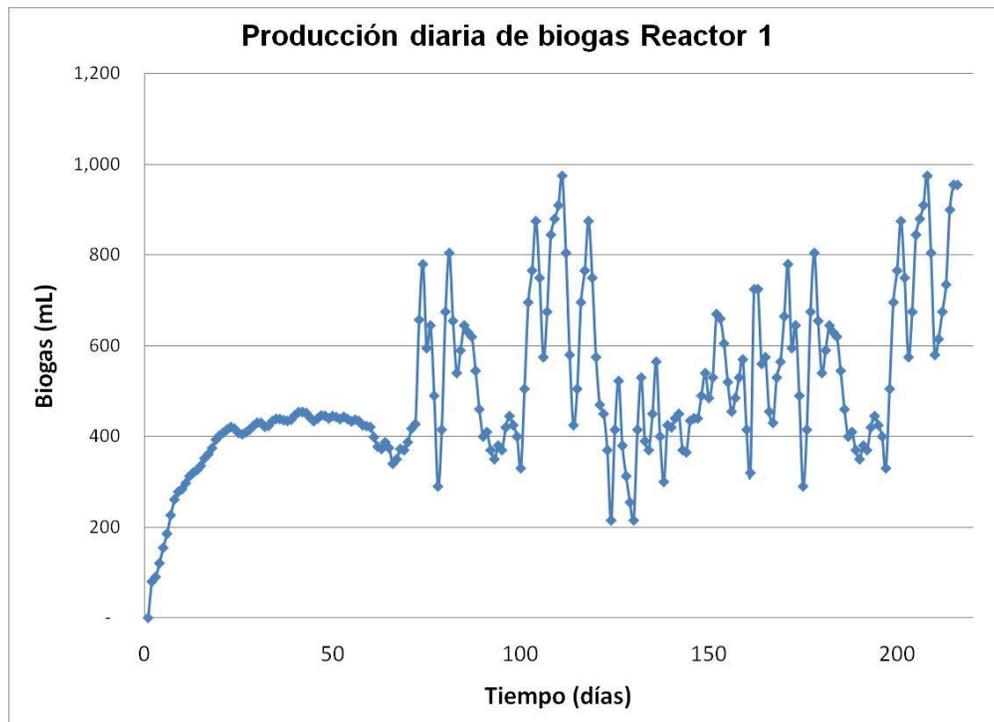


Figura 9. Producción de biogás obtenida en el reactor 1.

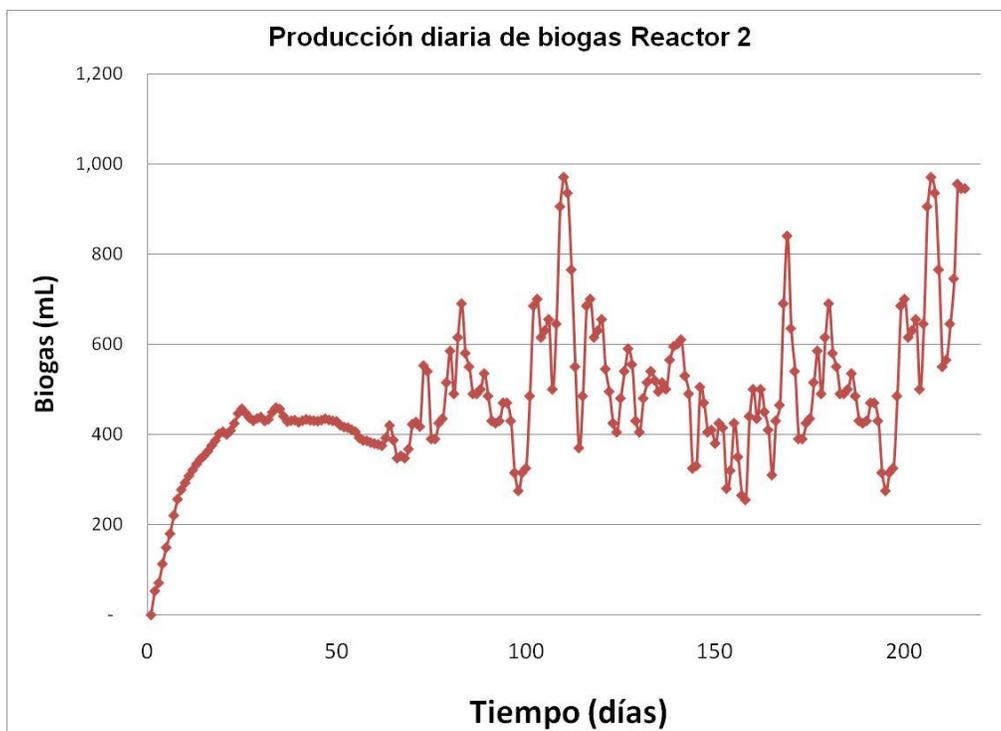


Figura 10. Producción de biogás por día obtenida en el reactor 2.

Los reactores 1 y 2, recibieron diariamente el mismo sustrato y en la misma concentración y en ambos caso se observó una producción biogás en aumento hasta el día 60 en el cual se alcanzó una producción aproximadamente constante de 420 mL de biogás lo cual coincide con lo reportado por Cardona *et al* (2004) en donde la producción de biogás en condiciones criofílicas se estabiliza después de los 70 días. De la misma manera, Vazquez *et al* (2006) reportan una producción constante de biogás y metano a los 70 días de una digestión que tuvo una duración total de 251 días, para después comenzar nuevamente una variación en la producción a partir del día 150, lo anterior coincide con la variación en la producción de biogás que se muestra en las figuras 9 y 10 después del día 70. La producción diaria de biogás obtenida para el reactor 3 se muestra en la figura 11.

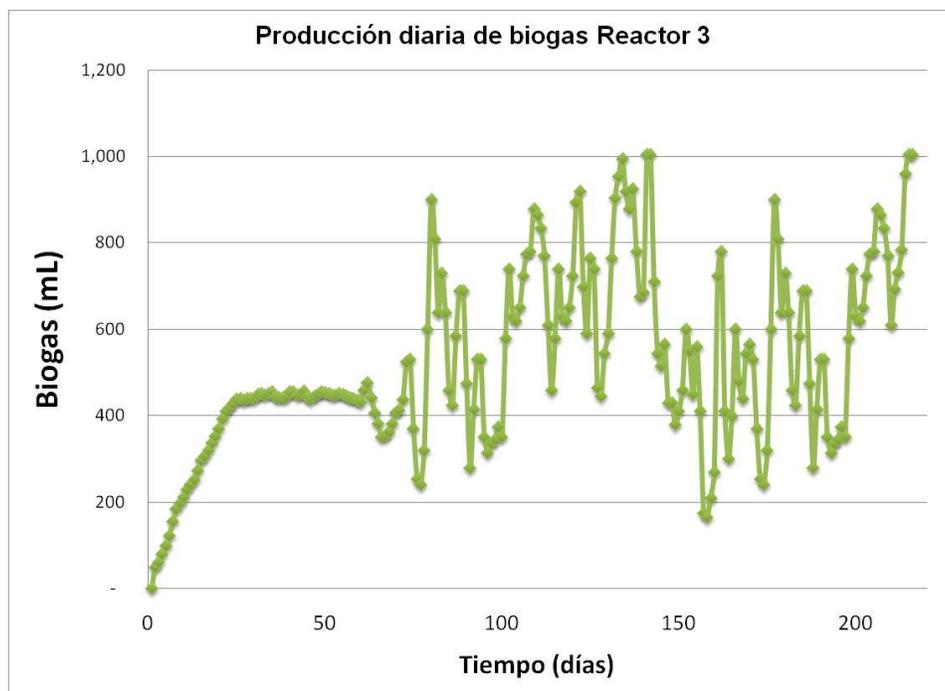


Figura 11. Producción de biogás obtenida en el reactor 3.

Al igual que en los reactores 1 y 2, el reactor 3 muestra una producción de biogás creciente hasta aproximadamente el día 60, en el cual se estabiliza con una producción promedio de 435 mL de biogás y posteriormente en el día 70 comienza a fluctuar de nuevo, esto es consistente con lo reportado por Chanakya *et al* (2008) en donde se alcanza una producción estable de biogás aproximadamente a los 50 días y posteriormente se obtiene una mayor producción del gas.

Aunque los sustratos alimentados en los reactores 1 y 2 difieren del sustrato utilizado en el reactor 3, es posible observar que los tres reactores tienen un comportamiento similar en cuanto a la producción diaria de biogás. La Tabla 8 muestra la producción de biogás obtenida para cada reactor.

Tabla 8. Producción diaria de biogás para los reactores 1, 2 y 3.

Producción de biogás (mL)	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Promedio	497.44±170.91	477.33±148.66	520.15±203.71
Máximo	975.00	970.00	1,005.00
Mínimo	215.00	255.00	165.00

La mayor producción de biogás corresponde al reactor 3, sin embargo su desviación también es mayor en relación a la presentada por los reactores 1 y 2. En la literatura se reportan mayores rendimientos de biogás usando mezclas de desechos orgánicos como sustrato que empleando sólo un tipo de desecho (Sundararajan *et al*, 1997; Prema *et al* 1999; Viswanath *et al*, 1992). Otros factores que intervienen en la mayor o menor producción de biogás son el pH y la temperatura (Speece, 1996).

7.2.2 Monitoreo del pH y de la temperatura

La temperatura no fue controlada en ninguno de los reactores debido a que uno de los objetivos del presente trabajo fue que la generación del biogás se llevara a cabo sin la necesidad de aplicar energía para el calentamiento del sistema. La figura 12 muestra la variación de temperatura en los últimos 90 días de la digestión del reactor 3.

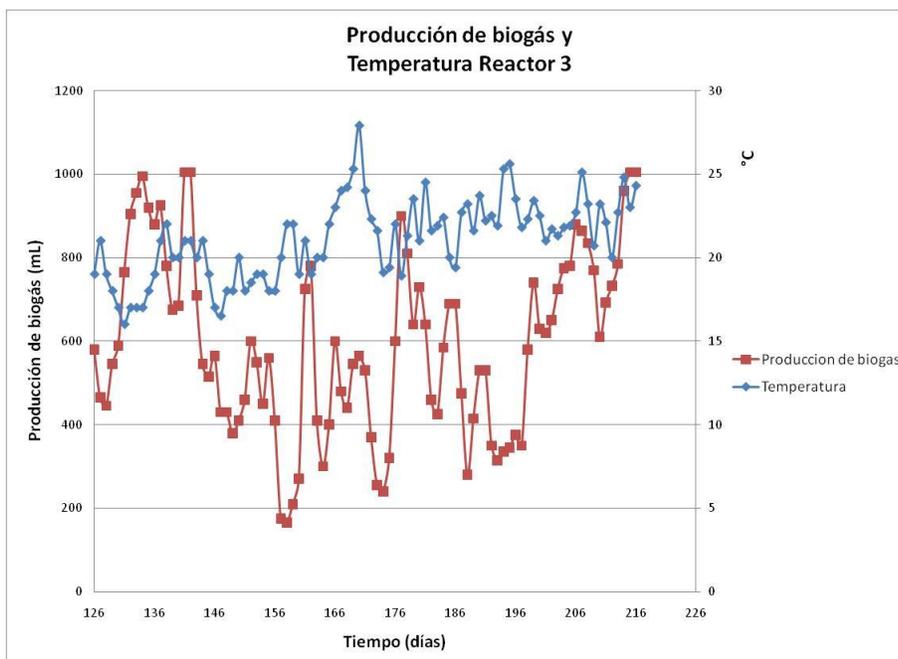


Figura 12. Producción de biogás y variación de la temperatura en el reactor 3.

La temperatura promedio del reactor 3 fue de 21.07 °C, la cual lo ubica en un proceso psicrófilico (Ortega, 2006). La producción de biogás obtenida en la presente investigación fue semejante a la producción alcanzada en otros trabajos en condiciones mesófilicas (Clarke *et al.*, 2007) lo cual permitió la operación del reactor en condiciones ambientales

de temperatura. La Tabla 9 muestra los valores de temperatura obtenidos para los reactores 1, 2 y 3.

Tabla 9. Determinación de la temperatura de los reactores 1, 2 y 3 durante la digestión.

Temperatura (°C)	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Promedio	20.98	20.97	21.07
Máximo	25.40	25.30	27.90
Mínimo	16.00	16.00	16.00

Los valores de temperatura contenidos en la Tabla 9 muestran que en promedio la digestión fue llevada a cabo en condiciones psicrófilas en los tres reactores. En los tres casos al disminuir la temperatura se observó una disminución en la producción de biogás en el mismo día o en el siguiente.

El pH de la digestión fue medido diariamente, agregando una solución buffer 5 g/L de NaHCO_3 y Na_2CO_3 cuando así se requiriera para alcanzar un valor mínimo de 6.8. La figura 13 muestra la variación del pH en el reactor 2 en los últimos 90 días de la digestión.

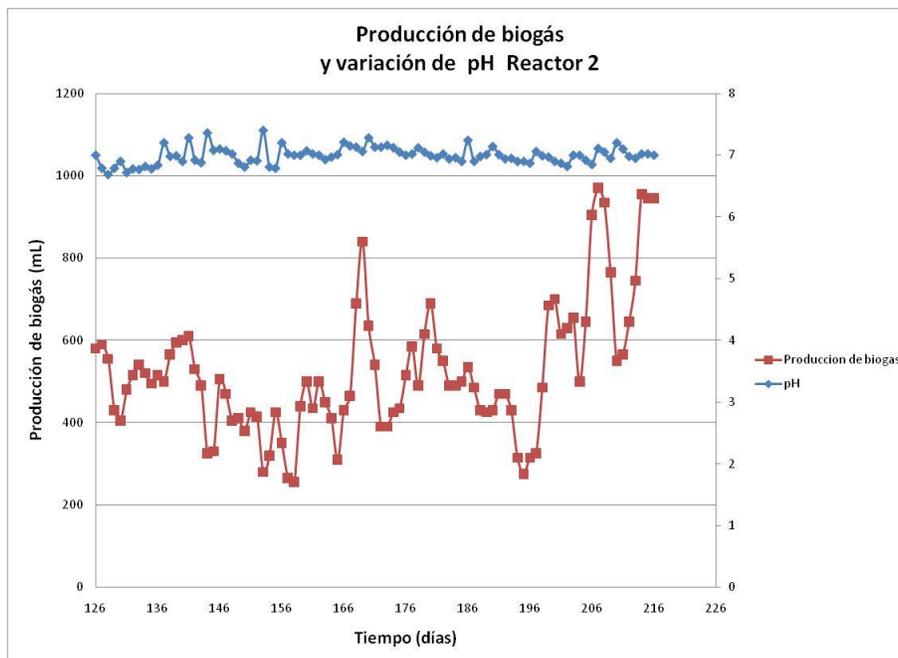


Figura 13. Producción de biogás y variación del pH del reactor 2.

El pH se mantuvo en el rango de 6.8-7.4 debido a que esto mantiene estable el proceso de metalogénesis (Elango *et al*, 2006). Se tomaron los últimos tres meses de la digestión solo para disminuir el número de datos visualizados. El pH del reactor 2, se mantuvo en un rango de 6.69-7.4 con un valor promedio de 6.99, lo cual concuerda con lo reportado por Elango *et al* (2006) quienes observaron un rango de pH de 6.5-7.3 y a lo reportado por Lundén A. (2003) quien obtuvo un rango de 6.9-7.2 en un digestión con 90 días de duración. La Tabla 10 muestra los valores de pH obtenido para los reactores 1, 2 y 3 a partir del día 126 de la digestión.

Tabla 10. Valores de pH obtenidos durante la digestión para cada uno de los reactores.

pH	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Promedio	7.06	6.99	6.98
Máximo	7.62	7.40	7.43
Mínimo	6.61	6.69	6.58

En la Tabla 10 se puede apreciar que los valores promedio del reactor 1, 2 y 3 son semejantes entre si. El reactor 1 presentó el mismo comportamiento que el reactor 2, razón por la cual también concuerda con la literatura citada para el reactor 2. En el caso del reactor 3 se obtuvo un valor mínimo de pH de 6.58 lo cual difiere en aproximadamente una unidad de lo obtenido para los reactores 1 y 2, sin embargo este valor concuerda con lo reportado en una digestión anaerobia usando como sustrato plátano (pulpa y cascara) en la cual se tiene un rango de pH de 6.5-7.5 (Matthew, 2007). Para los reactores 1 y 2 fue necesaria la adición de un promedio de 40 mL de la solución buffer cada tres días para mantener el pH dentro del rango establecido, en el caso del reactor 3 se agregaron 50 mL de solución buffer cada 3 días. La diferencia de los valores de pH de los reactores 1 y 2 con el reactor 3 puede deberse a la acumulación de ácidos orgánicos.

7.2.3 Producción de ácidos orgánicos

La digestión de residuos de comida produce ácidos orgánicos (Kim *et al*, 2006). Estos productos de la acidogénesis pueden ser usados como fuentes de energía y carbón para microorganismos que generan electricidad (Liu *et al*, 2005b) y en la producción de polihidroxicarbonatos biodegradables (Yu, 2001; Kasempap y Wantawin, 2007).

Los ácidos orgánicos fueron monitoreados a lo largo de la digestión anaerobia, detectándose ácido acético, ácido propiónico, ácido butírico, ácido succínico y ácido láctico, siendo los tres primeros los de mayor producción durante la digestión (Wang *et al*, 2005). Los resultados se reportan como g/L del ácido orgánico correspondiente, tomando en cuenta que el volumen de operación de los reactores fue de 2 L. La Tabla 11 muestra el contenido de ácidos orgánicos obtenido en los reactores 1, 2 y 3.

Tabla 11. Concentración de ácidos orgánicos en los reactores 1, 2 y 3.

Ácidos orgánicos	Acético (g/L)	Propiónico (g/L)	Butírico (g/L)	Succínico (g/L)	Láctico (g/L)	% de residuo que se convierte en ácido orgánico
Reactor 1	3.34±0.94	1.02±0.75	3.85±1.46	1.45	0.58	68
Reactor 2	4.55±1.40	3.47±1.90	3.79±1.30	0.83	0.64	70
Reactor 3	7.36±2.50	5.29±2.46	3.78±1.14	1.75	2.64	88

La concentración promedio de ácido acético obtenida para los reactores 1 y 2 fue de 3.34 g/L y 4.55 g/L respectivamente, en una digestión anaerobia llevada a cabo a 35 °C usando como sustrato una mezcla de residuos de alimentos a una concentración de 9 g/L/d se han reportado concentraciones de 7.15-7.80 g/L de ácido acético (Lim *et al*, 2008). Castillo (2003) reportó un valor máximo de 13.00 g/L y un promedio de 11.00 g/L de ácido acético para una digestión de 200 días, usando una mezcla de residuos de comida a una temperatura de 35 °C, valores que también coinciden con lo reportado por Kayhanian y Rich (1995). En este trabajo nos encontramos por debajo de la concentración reportada, lo cual indica una mayor inclinación a la producción de biogás por parte del sistema, siendo esto un resultado benéfico para el proceso, puesto que la acumulación excesiva de ácidos orgánicos puede inhibir los procesos metanogénicos.

En el caso del ácido propiónico y butírico los valores mostrados para los reactores 1 y 2 se muestran por debajo de lo reportado en otra investigación en condiciones semejantes de trabajo, en el cual se obtienen concentraciones de 5.88-6.74 g/L y 4.72-5.10 g/L para los ácidos propiónico y butírico respectivamente, en el caso del ácido succínico y láctico se reportan valores de 0.30-2.57 y 0 g/L en la misma investigación (Lim *et al*, 2008). En el reactor 1 se muestra una mayor concentración de succínico con respecto al reactor 2, sin embargo la concentración de propiónico fue menor, lo cual supone un equilibrio en cuanto a la generación de los ácidos en cada reactor. Chaiprasert (2001) reporta una concentración de 2.50 y 3.10 g/L de ácido propiónico y butírico respectivamente usando desechos de piña en una digestión mesofílica durante 35 días, los valores reportados en la Tabla 11 se encuentran próximos a los reportados por este trabajo, razón por la cual se considera que la digestión se llevó a cabo de manera adecuada y favorable aun bajo condiciones psicrófilas.

En el caso del reactor 3, la concentración de ácido acético fue de 7.36 g/L la cual es consistente con lo reportado para una digestión de residuos de plátano a una temperatura de 38 °C y una duración de 180 días en la cual se reportan valores de 4.00-7.50 g/L de ácido acético, mientras que de propiónico y butírico se reportan 1.50-3.00 g/L y 1.00-6.00 g/L respectivamente (Clark *et al*, 2007).

7.2.4 Productividad de metano.

En este apartado se presentan los resultados relacionados con la estimación de la productividad de metano.

7.2.4.1 Actividad Metanogénica Específica (AME) en reactores anaerobios de 4.2 L.

Para el Ensayo de AME en los 3 reactores anaerobios se tomaron muestras del biogás producido en 10 días distintos (193-200, 203 y 204 días de digestión). Cada uno de los reactores tuvo un volumen total de 4.2 L, de los cuales 2 L correspondieron al volumen ocupado por líquido y 2.2 L corresponden al volumen ocupado por gas. El contenido de SV presente en cada uno de los reactores fue de 0.0337, 0.0433 y 0.5990 g SV/mL para los reactores 1, 2 y 3 respectivamente. No se encontraron referencias de AME en

condiciones psicrófilas. La Tabla 12 muestra la AME obtenida para los reactores, los sustratos alimentados y la temperatura en el reactor al día correspondiente de la digestión.

Tabla 12. AME, sustrato alimentado y temperatura de los reactores R1, R2 y R3 para 10 días del proceso de digestión anaerobia.

Día de la digestión	Sustrato R1 y R2	Reactor 1		Reactor 2		Reactor 3		
		AME (mmol CH ₄ /gSV/h)	Temperatura (°C)	AME (mmol CH ₄ /gSV/h)	Temperatura (°C)	Sustrato R3	AME (mmol CH ₄ /gSV/h)	Temperatura (°C)
193	Champiñones	0.187	22.2	0.091	22.3	Plátano	0.082	21.9
194	Nopal	0.095	25.3	0.187	24.9	Plátano	0.092	25.3
195	Plátano	0.001	25.4	0.100	25.3	Plátano	0.074	25.6
196	Naranja	0.067	24	0.643	23.9	Plátano	0.047	23.5
197	Papaya	0.185	21.9	0.640	21.3	Plátano	0.044	21.8
198	Mango	0.824	22.3	0.057	22.5	Plátano	0.040	22.3
199	Naranja	0.249	24.1	0.253	23.9	Plátano	0.035	23.4
200	Limón	0.805	22.7	0.688	22.9	Plátano	0.108	22.5
203	Mango	0.806	21.5	0.618	21.5	Plátano	0.136	21.3
204	Melón	0.284	21.7	0.607	22	Plátano	0.072	21.8

En el caso de los reactores 1 y 2, aunque las condiciones iniciales de alimentación fueron iguales (ambos reactores recibieron la misma cantidad de inóculo al principio de la digestión, la alimentación correspondió a 18 g de sustrato húmedo diariamente, para ambos casos se alimentó el mismo residuo) se puede observar claramente que existe una variación en la AME de ambos reactores. En el Reactor 1 se obtuvo una AME de 0.001-0.806 mmol CH₄/gSV/h, mientras que en el Reactor 2 de 0.057-0.688 mmol CH₄/gSV/h.

Se ha reportado una AME de 0.062 mmol CH₄/gSV/h para una digestión de 15 días a una temperatura de 35 °C usando como sustrato una mezcla de desechos de naranja, coliflor, pepino, sandía y tomate (Mtz-Viturtia *et al.*, 1989). Para una mezcla no controlada de ReSOP se ha reportado una AME de 0.064 mmol CH₄/gSV/h para una digestión de 15 días a una temperatura de 35 °C (Wu *et al.*, 2006). Para el caso de una mezcla de residuos en la cual el 30% es cáscara de naranja y el 65% una mezcla no controlada de residuos se reportó una AME de 0.047-0.056 mmol CH₄/gSV/h para una digestión de 21 días a una temperatura de 55 °C (Özmen and Solmaz, 2009). Por lo que los valores reportados en este trabajo se encuentran dentro del intervalo reportado en la literatura.

Las variaciones en la AME entre los Reactores 1 y 2, puede deberse a varios factores, uno de ellos es la temperatura, la cual afecta adversamente la digestión cuando aumenta y disminuye de forma repentina (Ahn and Foster, 2002). El proceso de formación de metano es sensible a las alteraciones de temperatura, normalmente incrementa cuando ésta aumenta y disminuye de la misma forma (Özmen and Solmaz, 2009). Por otro lado aunque la alimentación en g de sustrato húmedo/L fue siempre la misma, la DQO que recibieron los reactores varió de acuerdo al desecho con que fueron alimentados, de esta manera no siempre dispusieron de la misma materia orgánica para la generación de metano. Sin embargo como se puede observar en la Tabla 12 la AME que reportan tanto los reactores 1 como el 2 se encuentran por encima de las reportadas para sustratos únicos (Gunaseelan, 2004; Clarke *et al.*, 2007; Özmen and Solmaz, 2009; Nuntiya *et al.*, 2009; Swaroop and Nand, 2004; Sumithra and Nand, 1989) y dentro de lo reportado para mezclas de ReSOP, lo cual deja ver que la operación de un reactor anaerobio bajo las condiciones que establece el presente trabajo reporta importantes rendimientos de metano. En el caso del reactor 3, se obtuvieron valores de AME que están en el siguiente rango 0.035-0.136 mmol CH₄/gSV/h, estos valores se encuentran dentro de los valores reportados en ensayos en donde sólo se usa plátano como sustrato (Tabla 6) e incluso ha sobrepasado el máximo reportado de 0.73 mmol CH₄/gSV/h (Gunaseelan, 2004) Todo ello puede ser resultado del hecho de que la velocidad de degradación de la materia orgánica varía en función de la carga orgánica y la disponibilidad de la misma varía por la diaria alimentación del sustrato (Elango *et al.*, 2007). Finalmenta, la Tabla 12 permite apreciar que si bien el rendimiento de metano se comporta de una forma más constante usando un solo sustrato, el rendimiento de metano reportado para los digestores que contiene una mezcla de ReSOP fue mayor (Mtz-Viturtia *et al.*, 1989; Wu *et al.*, 2006; Özmen and Solmaz, 2009).

7.2.4.2 Productividad de metano en base nitrógeno.

La Tabla 13 muestra los resultados obtenidos para la productividad de metano en base nitrógeno, los resultados se reportan como mmol de CH₄ por gramo de Nitrogeno Kjeldahl Total (NKT) por hora.

Tabla 13. Rendimiento en la producción de metano en base a NKT.

NKT	Reactor 1 (mmol CH ₄ / g NKT /h)	Reactor 2 (mmol CH ₄ / g NKT /h)	Reactor 3 (mmol CH ₄ / g NKT /h)
Promedio	1.040	1.281	0.149
Máximo	2.203	2.269	0.277
Mínimo	0.179	0.189	0.071

En la Tabla 13 se aprecia que los resultados obtenidos para el reactor 1 y 2 son muy similares entre sí, lo cual es explicable debido a que ambos recibieron el mismo trato experimental, los valores obtenidos oscilan entre 0.179-2.203 mmol CH₄/g NKT /h para el reactor 1 y 0.189-2.269 mmol CH₄/g NKT /h para el reactor 2 con un valor promedio de 1.040 y 1.281 mmol CH₄/g NKT /h, respectivamente. Estos resultados se encuentran próximos a lo reportado para una digestión llevada a cabo a una temperatura de 29.8-37.6 °C usando como sustrato una mezcla de residuos en la cual se obtienen 1.183-1.562 mmol CH₄/g NKT /h (Banu *et al*, 2007). Así mismo son acordes con lo reportado para una digestión en la cual se usan residuos sólidos municipales y residuos del hogar como sustrato a una temperatura de 26-36 °C, en la cual se obtienen 1.085 mmol CH₄/g NKT /h; lo anterior resulta en perspectivas de trabajo para la presente investigación, puesto que trabajando en condiciones psicrófilas (temperatura ambiente, lo cual evita el gasto de energía en calentamiento del sistema de digestión) se obtienen resultados que se encuentran dentro del rango reportado para condiciones mesófilas. En el caso del reactor 3 se obtiene valores de 0.071-0.277 mmol CH₄/g NKT /h con un promedio de 0.149 mmol CH₄/g NKT /h, lo cual es notablemente bajo en comparación con los reactores 1 y 2, sin embargo el comportamiento en el reactor 3 coincide con lo reportado para una digestión en la que sólo se usa plátano como sustrato a una temperatura de 30-35 °C en

la cual se obtienen 0.152-0.344 mmol CH₄/g NKT /h (Kirtane *et al*, 2009) y con lo reportado por Clarke *et al* (2007) en donde también usan residuos de plátano como sustrato encontrando valores de 0.268-0.323 mmol CH₄/g NKT /h en una digestión llevada a cabo a una temperatura de 38 °C. El menor rendimiento en el reactor 3 con respecto a los reactores 1 y 2 puede deberse al uso de un solo sustrato, debido a que en digestiones anaerobias usando un sólo residuo como sustrato se reportan rendimientos mas bajos como son: la digestión de cáscaras de mango a una temperatura de 30-35 °C en donde se obtienen 0.131-0.317 mmol CH₄/g NKT /h y la digestión de cáscara de granada a la misma temperatura en la que se encuentran valores de 0.132-0.413 mmol CH₄/g NKT /h, ello permite establecer que es preferible el uso de una mezcla de residuos, lo cual es favorable para el presente trabajo puesto que los desperdicios generados en hogares consisten de una mezcla no controlada de residuos que pueden ser usados para alimentar los digestores de forma directa.

7.2.4.3 Rendimiento de metano en base DQO.

El rendimiento de metano en base DQO se reportó como L CH₄/g DQO/d debido a que es la forma en que la mayoría de investigaciones reportan estos resultados.

Debido a que los reactores 1 y 2 fueron alimentados diariamente con un residuo diferente, no existió una concentración controlada de DQO, tanto en la alimentación como en el reactor, sin embargo se determinó la DQO de cada uno de los residuos que fueron empleados como sustrato y de cada uno de los reactores de forma continua.

Los reactores 1 y 2 fueron alimentados a lo largo de la digestión con 0.700-6.012 g DQO/L/d. La Tabla 14 muestra los rendimientos de metano obtenidos expresados en L de CH₄/g DQO/d

Tabla 14. Rendimiento de metano en base DQO obtenido para los reactores 1, 2 y 3.

Rendimiento DQO	Reactor 1 (L CH ₄ /g DQO/d)	Reactor 2 (L CH ₄ /g DQO/d)	Reactor 3 (L CH ₄ /g DQO/d)
Promedio	0.396±0.124	0.453±0.314	0.145±0.069

La investigación realizada por Vázquez *et al* (1996) reportó un rendimiento de 0.017-0.577 L CH₄/g DQO para la digestión anaerobia de residuos orgánicos generados en un restaurante, llevada a cabo a una temperatura de 35 °C. Como se puede observar en la Tabla 14, los valores observados en el presente trabajo se encuentran dentro de este rango, siendo los más elevados los correspondientes a los reactores 1 y 2, los cuales se encuentran próximos entre si. El valor promedio encontrado para el reactor 3 representa sólo el 36 % y 32 % del reactor 1 y 2, respectivamente. Sin embargo, coincide con lo reportado para una digestión llevada a cabo a 35 °C usando como sustrato residuos orgánicos municipales en la cual se obtuvieron valores de 0.046-0.156 L CH₄/g DQO/d (Fernández *et al*, 2008) y con lo reportado para una digestión llevada a cabo a 55 °C usando como sustrato una mezcla 50-50 de residuos orgánicos y aguas residuales de hogar, en la cual se obtuvieron 0.051 L CH₄/g DQO/d y 0.143 L CH₄/g DQO/d; este segundo resultado fue obtenido con un tratamiento previo de hidrólisis de los residuos orgánicos (Del Borghi *et al*,1999). Los resultados obtenidos demuestran que la digestión anaerobia de los residuos orgánicos en condiciones psicrófilicas y sin alimentación controlada es viable para la producción de metano, obteniéndose valores similares a los reportados en otros trabajos en condiciones de temperatura y alimentación controladas.

7.3 Celdas de Combustible Microbianas.

El uso de microorganismos en las celdas de combustible microbiano elimina la necesidad del aislamiento de las enzimas participantes y amplía la gama de sustratos que pueden ser usados como fuente de energía incluyendo las mezclas no definidas que se encuentran en las aguas residuales. Esto ofrece la oportunidad de desarrollar un sistema de limpieza de aguas residuales con el beneficio adicional de recuperar energía (Scott *et al*, 2007)

Cómo inóculo para la Celda de Combustible Microbiana se utilizó un cultivo puro de *Geobacter sulfurreducens*, esto debido a que si bien los rendimientos reportados usando cultivos mixtos son mayores a los de los cultivos puros, el estudio de los segundos es más simple por dos razones: i) es difícil replicar las comunidades de cultivos mixtos y mantener las condiciones para tener una composición estable de esa comunidad ii) el análisis funcional usando manipulación genética y el estudio de expresión de genes, son más sencillos usando cultivos puros que en cultivos mixtos (Holmes *et al*, 2006; Reguera *et al*, 2006).

La experimentación fue llevada a cabo utilizando diferentes tipos de diseños de celdas, esto debido a que la densidad de potencia generada puede incrementarse a través de la modificación de la arquitectura del sistema, como por ejemplo la reducción de espacio entre electrodos, proporcionar el flujo de la solución a través de un ánodo poroso y el incremento en la conductividad de la solución (Cheng *et al*, 2006b; Liu *et al*, 2005a). Los diferentes tipos de celdas utilizadas se muestran en las figuras 14, 15 y 16.



Figura 14. Celda 1.



Figura 15. Celda 2.



Figura 16. Celda 3.

Las celdas usadas contaron con un puente salino artificial generado con agar bacteriológico al 10 % en peso y NaCl al 10 % en peso, creándose así un puente iónico, el cátodo está constituido por un 95 % de platino y 5% de oro para mejorar la conducción (Logan *et al*, 2006). En cada una de las celdas se estudiaron dos tipos de ánodos, uno constituido por grafito y otro de acero inoxidable, en ambos casos se estudió el efecto de un recubrimiento de polianilina en el ánodo. Lo anterior debido a que la eficiencia de diferentes materiales para los ánodos y cátodos, así como la configuración de las celdas han evolucionado recientemente (Logan *et al*, 2006), de ahí el uso de materiales que van desde el acero inoxidable (Tashino *et al*, 1989) a varios tipos de carburos utilizados como ánodos en varias configuraciones y formas (Logan *et al*, 2006). Se estudió el efecto del recubrimiento de polianilina en el ánodo debido a que el uso de materiales electrocatalíticos como la polianilina (PAni) han mostrado una mejora en la generación de corriente debido a que ayudan en la oxidación de los metabolitos microbianos (Schroder *et al.*, 2003; Niessen *et al.*, 2004; Lowy *et al.*, 2006). La PAni es particularmente importante debido a que es ambientalmente estable y puede ser usada en diferentes entornos de pH, también debido a que fácilmente puede ser transformada en películas delgadas, partículas y fibras (Zhang y Wan, 2002). La figura 17 muestra una micrografía electrónica de la superficie del ánodo de acero inoxidable en la cual se aprecian irregularidades, las cuales influyen negativamente en el establecimiento de la biopelícula por parte del microorganismo. La figura 18 muestra una micrografía electrónica del ánodo de acero inoxidable recubierto con PAni en el cual se exhibe una película compacta y más regular.

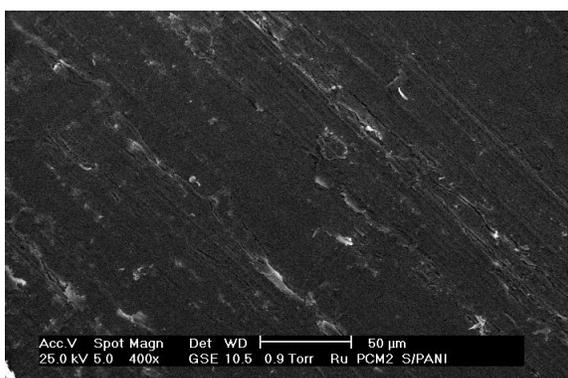


Figura 17. Micrografía del ánodo de acero sin PAni.

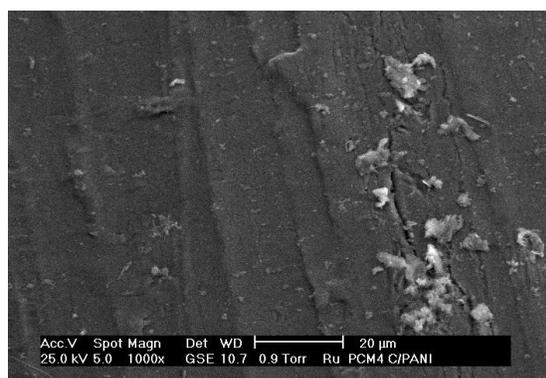


Figura 18. Micrografía del ánodo de acero con PAni.

7.3.1 Densidad de potencia en Celdas de Combustible Microbianas

Los ensayos para determinar la densidad de potencia fueron llevados a cabo usando como alimentación para las celdas una solución de acetato de sodio 20 mM la cual fue consumida por completo en un periodo de 48-72 h.

Tabla 15. Densidad de potencia obtenida en las celdas 1, 2 y 3 usando ánodos de grafito y acero inoxidable con y sin recubrimiento de PANi.

Grafito sólido			
Densidad de potencia (mW/m ²) sin PANi	Celda 1	Celda 2	Celda 3
Inicial	27	384	15060
Máxima	1461	946	46280
Densidad de potencia (mW/m ²) con PANi	Celda 1	Celda 2	Celda 3
Inicial	448	753	12720
Máxima	2985	2472	52624
ANODO SS			
Densidad de potencia (mW/m ²) sin PANi	Celda 1	Celda 2	Celda 3
Inicial	43	21	1272
Máxima	96	80	5700
Densidad de potencia (mW/m ²) con PANi	Celda 1	Celda 2	Celda 3
Inicial	33.7	7	2450
Máxima	556	170	17630

Como se puede ver en la Tabla 15 la máxima densidad de potencia se obtuvo en la celda 3 usando un ánodo de grafito con recubrimiento de PANi siendo este resultado de 52624 mW/m² lo cual es 2.98 veces mayor que el mayor resultado obtenido usando el ánodo de acero inoxidable.

La Tabla 16 muestra la densidad de potencia reportada en otras investigaciones.

Tabla 16. Densidad de potencia en diversas investigaciones.

Sustrato	Cultivo	Material del electrodo	Densidad de potencia (mW/m ²)	Referencia
Agua residual doméstica	Bacterias presentes en aguas residuales	Grafito	24	Liu <i>et al</i> , 2004
Glucosa	Cultivo mixto	Grafito	3600	Rabaey <i>et al</i> , 2003b
Acetato	<i>Geobacter metallireducens</i>	Papel carbón	286	Min y Logan, 2004
Acetato	Lodos activados	Papel carbón	0.097	Oh <i>et al</i> , 2004
Acetato	Lodos activados	Grafito	788	Park y Zeikus, 2003
Acetato	<i>Geobacter sulfurreducens</i>	Grafito/Pani	52624	Este trabajo

Como se puede apreciar en la Tabla 16, la densidad de potencia obtenida en este trabajo fue mayor a lo reportado en la bibliografía, esto se debe al diseño de la celda y al uso de PANi en el ánodo de grafito, ambas modificaciones mejoran la generación de corriente, también debe resaltarse que en este trabajo, a diferencia del resto de los citados, no se usa ningún tipo de membrana intercambiadora de protones en la celda, lo cual disminuye los costos de la misma (Logan *et al*, 2006; Tashino *et al*, 1989; Schröder *et al.*, 2003b; Niessen *et al.*, 2004; Lowy *et al.*, 2006; Zhang y Wan, 2002).

Una vez seleccionado el prototipo, se obtuvo el diseño final de la celda de combustible microbiana que fue adaptada a los reactores anaerobios. La figura 19 muestra el diseño final de la celda de combustible microbiana.

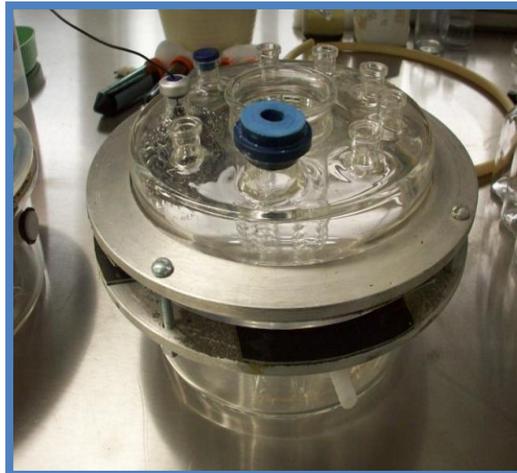


Figura 19. Celda de combustible microbiana.

La celda cuenta con un total de ocho ánodos y un cátodo central, ocupando una superficie total de 1662 cm^2 (área total de la base de la celda) lo cual la hace ideal para ser adaptada a los reactores anaerobios, el resto de las especificaciones han sido omitidas por efectos de patente.

7.3.2 Ensayos de Celdas de Combustible Microbianas usando lixiviados provenientes de los reactores anaerobios como sustrato.

Los ensayos de generación de electricidad en las celdas de combustible microbiano usando los lixiviados provenientes de la digestión anaerobia se llevaron a cabo para los reactores 1 y 2 puesto que éstos son los que operan con mezclas de residuos orgánicos, al llevar a cabo los ensayos se observó la generación de una biopelícula anódica por parte de las bacterias provenientes de los reactores, razón por la cual se decidió no usar un cultivo puro de *Geobacter sulfurreducens* como inóculo sino únicamente las bacterias

anaerobias presentes en los lixiviados, lo cual facilitó la operación del sistema de reactor acoplado a la celda . Las figuras 20 y 21 muestran las celdas de combustible microbiano durante su operación con lixiviados.



Figura 20. CCM montada antes de entrar en operación.



Figura 21. CCMs en operación, a la izquierda la celda que opera con los lixiviados del reactor 1, a la derecha la celda en funcionamiento con los lixiviados del reactor 2.

Las celdas fueron operadas con una dilución 1:10 de los lixiviados generados en cada uno de los reactores, obteniéndose un valor máximo de 28 mW/m^2 . Cabe destacar que la celda opera sin el uso de ningún tipo de membrana y no existe la necesidad de usar un mediador, este resultado es similar a lo reportado por Liu *et al*, (2004) quien reportó un rendimiento de 24 mW/m^2 usando agua residual doméstica como sustrato y bacterias provenientes de aguas residuales como inóculo, una membrana de Nafion 117 y un ánodo de grafito. Así mismo también coincide con lo reportado por Kim *et al*, (2005) quienes obtuvieron una densidad de potencia 40 mW/m^2 usando aguas residuales como sustrato y lodos anaerobios como inóculo, un ánodo de papel carbón y una membrana de Nafion 117.

8. Conclusiones.

Se evaluó la AME de los principales ReSOP generados en la Ciudad de México usando como inóculo una mezcla residuos animales y de aguas, obteniendo valores de 0.11 hasta 0.038 mmol CH₄/gSV/h para los diferentes sustratos. También se evaluó la AME correspondiente a los reactores obteniéndose mejores resultados para los reactores alimentados con residuos variados (R1 y R2) que con un sólo sustrato (R3).

Se obtuvo una mayor producción de biogás en el reactor R3, sin embargo, éste presentó una menor concentración de metano que los dos reactores alimentados con residuos variados.

Se operaron reactores anaerobios a temperatura ambiente (16-26 °C) obteniéndose un alto rendimiento de metano (hasta 0.360 L CH₄/gSV), lo cual permitió la generación del energético sin implicar un consumo de energía por parte del sistema de digestión, por lo cual es factible la operación de un reactor doméstico alimentado con los ReSOP generados diariamente en cada hogar para disminuir la cantidad de residuos que deben disponerse y la emisión de gases invernadero.

Se obtuvo una concentración relativamente constante de ácidos orgánicos en los reactores R1 y R2, en el reactor R3 se obtuvo una mayor concentración la cual probablemente inhibió parcialmente la metanogénesis.

Operando los reactores en condiciones psicrófilas, se obtuvo un rendimiento de metano en base NKT que se encontró dentro del rango de lo reportado para digestiones mesófilas, el contenido de nitrógeno en el efluente no sólo implicó un alto rendimiento en la producción de metano, sino también la posibilidad de usar parte del efluente de los reactores como abono orgánico.

Se determinaron los parámetros de adición de solución buffer a los reactores para mantener un pH nivelado y adecuado para la metanogénesis, tomando como única referencia el tiempo transcurrido desde la última adición, lo cual permitirá un sencillo manejo si el sistema se establece para uso doméstico.

Se desarrollaron tres diferentes diseños de CCM, las cuales fueron evaluadas usando ánodos de acero inoxidable y grafito; en ambos casos se ensayó el uso de una película de polianilina en el ánodo para potenciar la generación de corriente.

Se determinó el diseño óptimo de la CCM usando ánodos de grafito recubiertos de polianilina obteniéndose una densidad de potencia de 52624 mW/m² usando un cultivo

puro de *Geobacter sulfurreducens* como inóculo, sin la necesidad de usar una membrana ni un mediador.

Se llevaron a cabo ensayos de generación de electricidad usando los lixiviados provenientes de los reactores 1 y 2, obteniéndose una densidad de potencia de 28 mW/m² usando las bacterias provenientes de los lixiviados como inóculo, eliminando la necesidad del uso de un cultivo puro, de una membrana para separar protones y de un mediador.

Resulta importante señalar que el presente trabajo representa el primer reporte en donde se acopla un biorreactor anaerobio para producir biogás a una CCM para producir electricidad.

9. Referencias.

- Aelterman PK, Rabaey P, Caluwaert P, y Verstraete, W (2006) Microbial fuel cell for wastewater treatment. *Water Sci.Technol.* 54: 9-15.
- Ahn JH, Foster CF (2002) The effect of temperature variations on the performance of mesophilic and termophilic anaerobic filters treating a simulated papermill wastewater. *Process Biochemistry.* 37(6):589-594.
- Alzate-Gaviria L, Sebastian P, Pérez-Hernández A (2007) Comparison of two anaerobic systems for hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste and synthetic wastewater. *Int. J. Hydrogen Energy.* 32: 3141-3146
- Angelidaki I, Petersen SP, Ahring BK (1990) Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. *Appl Microbiol Biotechnol.* 33: 469-472.
- Anzola M, Oliveira A, Zaiat M (2008) Actividad metanogénica específica en un reactor anaerobio-aerobio aplicado al tratamiento de agua residual domestica. *Interciencia.* 33(4).
- Arvizu JL (1997) Impacto de los rellenos sanitarios con la emisión de gases tóxicos a la atmósfera, IIE/01/14/10820/I-04/P, Instituto de Investigaciones Eléctricas, Cuernavaca.
- Banu JR, Raj E, Kaliappan S, Beck D and Yeom I (2007) Solid state biomethanation of fruit wastes. *J. Environmental Biology.* 28(4): 741-745.
- Bardiya N, Somayaji D, Khanna S, (1996) Biomethanation of banana peel and pineapple waste. *Bioresource Technology.* 58: 73-76.
- Bond DR, Holmes D, Tender, LM y Lovley, DR (2002) Electrode-reducing microorganisms that harvest energy from marine sediments. *Science.* 295: 483-485.
- Bouallagui H, Haouari O, Touhami Y, Ben cheikh R, Marouani L and Hamdi, M (2004) Effect of the temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry.* 39(12): 2143-2178.
- Bouallaguia H, Ben Cheikhb R, Marouania L y Hamdi M (2003) Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresource Technology.* 86(1): 85-89.
- Bullen RA, Arnot TC, Lakeman JB, Walsh FC (2006) Biofuel cells and their development. *Biosens. Bioelectron.* 21:2015-2045.
- Cardona C, Sanchez O, Ramirez J y Alzate L (2004) Biodegradación de residuos orgánicos de plaza de mercado. *Revista colombiana de biotecnología.* 6(2): 78-89.

- Carmona J C, Bolivar D M y Giraldo L A (2005) El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental productivo. *Rev Col Cienc Pec.* 18:1.
- Castillo E, Edison D, Arellano A (2003) A study of operational conditions for anaerobic digestion of solid urban waste. *Revista colombiana de biotecnología.* 2(5).
- Chaiprasert P, Bhumiratana S, Tanticharoen M (2001) Mesophil and termophilic anerobic digestion of pineapple Cannery wastes. *Thammasat Int. J. Sc. Tech.* 6(2): 1-9.
- Chanakya HN, *et al.*, Micro-scale anaerobic digestion of point source components of organic fraction. *Waste Management* In press.
- Cheng J., Zhou J., Song W., Liu J. Cen K. y Xie B. (2008) Production of hydrogen and methane from potatoes by two-phase anaerobic fermentation. *Bioresource Technology.* 99(13):5942-5946.
- Cheng S, Liu H y Logan BE. (2006a) Power densities using different cathode catalysts (Pt and CoTMPP) and polymer binders (nafion and PTFE) in single chamber microbial fuel cells. *Environ Sci Technol.*40: 364-369.
- Cheng S. Liu H y Logan BE (2006b) Increased of power generation in a continuous flow MFC with advective flow through the porous anode and reduced electrode spacing. *Environ. Sci. technol.* 40: 2426-2432}
- Chernicharo CAL (1997) Principio do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, Vol. 5, Cap. 3. Brasil.
- Chugh S., Chynoweth D. P., Clake W., Pullammanappallil P. y Rudolph V. (1999). Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Biores. Technol.* 69:103-115
- Clarke W, Radnidge P, Lai E, Jensen P, Hardin M (2007) Digestion of waste bananas to generate energy in Australia. *Waste Management.* In Press.
- Consejo Nacional Mexicano de Productores de Plátano, A.C. Montecito #38, piso 12 oficina 2, WTC Fecha de consulta 30 de Junio 2010.
- Cooney, M., Maynard, N., Cannizzaro, C., Benemann, J., 2007. Twophase anaerobic digestion for production of hydrogen–methane mixtures. *Bioresource Technology.* 98: 2641–2651.
- Coppi M. V., Leang C., Sandler S. J. y Lovley D.R. (2001). Development of a genetic system for *Geobacter sulfurreducens* *Appl Environ Microbiol.* 67:3180–3187.
- Cruz M y Plaza G (2004) Digestión anaeróbica semiseca de la fracción orgánica de los residuos municipales (FOM). *Avances en energías renovables y medio ambiente.* 1(8). Impreso en la Argentina. ISSN 0329-5184.
- Cuervo LFM (1995) Digestión anaerobia de lactosa: efecto del potencial de amortiguamiento y comparación con un modelo cinético. Tesis Maestría UAMI.

- Del borghi A, Converti A, Palazzi y Del Borgui M. (1999) Hydrolisis and thermofilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. *Bioprocess Engineering* 20: 553-560.
- Delvoie C. y Plessis-Fraissar M. (2005). Waste Management in China: Issues and Recommendations.
- Domingo J.L. y Nadal M. (2008) Domestic waste composting facilities: A review of human health risks. *Environ Int.* En prensa
- Domínguez-Benetton X. (2007). Biocomplexity and Electrochemical Influence of Biofilms in Carbon Steel Deterioration in Gasoline-Containing Environments: A Transmission Line Approach for Electrochemical Impedance Analysis, Tesis Doctoral, Instituto Mexicano del Petróleo.
- Domínguez-Benetton X., Navarro Ávila S. G., Ávila Ortega A. y Carrera Figueiras C. (2008). Electrochemical evaluation of Ti/TiO₂/polyaniline anodes for microbial fuel cells using hypersaline microbial consortia for synthetic-wastewater treatment, XVII International Materials Research Congress, Solar-Hydrogen and Biofuels, Cancún, México.
- Elango D, Pulikesi M, Baskaralingam P, Ramamurthi V y Sivanesan S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage *Journal of Hazardous Materials* 141(1): 301-304.
- Fernandez J, Perez M y Romero LI (2008) Effect of substrate concentration on dry mesophylic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource technology.* 99: 6075-6080.
- Forster CT, Pérez M y Romero LI (2007) Biometanización de residuos sólido urbano: escala de laboratorio y planta piloto. *HOLOS Enviroment.* 1(7): 87-104.
- Garibay-Orijel C. (2006)A. Caracterización bioquímica y microbiológica de un reactor de lecho fluidizado que trata compuestos fenólicos clorados. Tesis de Doctorado. Departamento de Biotecnología y Bioingeniería. CINVESTAV. México, D .F.
- Garibay-Orijel C., Hoyo-Vadillo C., Ponce-Noyola T., Garcia-Mena J y Poggi-Varaldo H. M. (2006)B. Impact of long-term partial aeration on the removal of 2,4,6-trichlorophenol in an initially methanogenic fluidized bed bioreactor. *Biotechnol. Bioeng.* 94(5):949-960.
- Garibay-Orijel C., Rios-Leal E., Garcia-Mena J. y Poggi-Varaldo H.M. (2005) 2,4,6-Trichlorophenol and phenol removal in methanogenic and partially-aerated methanogenic conditions in a fluidized bed bioreactor. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 80:1180-1187.
- Gil GC, Chang IS, Kim BH, Kim M, Jang JK, Park HS y Kim HJ (2003) Operational parameters affecting the performance of a mediator-less microbial fuel cell. *Biosens. Bioelectron.* 18:327-334.

- Gorby YA, Yanina S, McLean JS, Rosso KM, Moyles D, Dohnalkova A, Beveridge TJ, Chang IS, Kim BH, Kim KS, Culley DE, Reed SB, Romine MF, Saffarini DA, Hill EA, Shi L, Elias DA, Kennedy DW, Pinchuk G, Watanabe K, Ishii S, Logan B, Nealson KH y Fredrickson JK. (2006) Electrically conductive bacterial nanowires produced by *Shewanella oneidensis* strain MR-1 and other microorganisms. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 103: 11358-11363.
- Gunaseelan V (2004) Biochemical methane potential of fruit and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy* 26: 389-399.
- Hau HH y Gralnick JA (2007) Ecology and biotechnology of the genus *Shewanella*. *Annu. Rev. Microbiol.* 61: 237-258.
- He Z, Huang Y, Manohar AK y Mansfeld F (2008) Effect of electrolyte pH on the rate of the anodic and cathodic reactions in an air-cathode microbial fuel cell. *Bioelectrochemistry*. 74: 78-82.
- He Z., Minteer S. D., Angenent L. (2005). *Environ. Sci. Technol.* 39: 5262–5267.
- Hernández Muñoz, A. (2001). "Depuración y desinfección de aguas residuales". Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Quinta edición. España
- Hills D, Nakano K (1984) Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes. *Agricultural Wastes* 10: 285-295.
- Hills D, Roberts, D, (1982) Conversion of tomato, peach and honeydew solid waste into methane gas. *Trans. ASAE* 25: 820-826.
- Holmes DE, Bond DR, O'Neill RA, Reimers CE, Tender R y Lovley DR (2004) Microbial communities associated with electrodes harvesting electricity from a variety of aquatic sediments. *Microb. Ecol.* 48: 178-190.
- Holmes DE, Chaudhuri, SK, Nevin KP, Mehta T, Methe BA y Liu A, *et al* (2006) Microarray and genetic analysis of electron transfer to electrodes in *Geobacter sulfurreducens* *Environ Microbiol* 8: 1805-1815.
- Ilori MO, Adebosoye SA, Lawal AK y Awotiwon OA (2007) Production of Biogas from Banana and Plantain Peels. *Am.-Eurasian J. Sustain. Agric.* 1(1): 33-38.
- INEGI y SEMARNAT (2004) Estadísticas del Medio Ambiente. México
- Kasemsap C y Wantawin C (2007) Batch production of polyhydroxyalkanoates by low-phosphate-content activated sludge at varying pH. *Int. J. Hydrogen Energy* 29: 1607-1616.
- Kayhanian M y Rich D (1995) Pilot-scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. *Biomass and bioenergy*. 8(6):433-444.

- Kevin K.P. Richter H., Covalla S. F., Johnson J. P., Woodard T. L. (2008) Power output and columbic efficiencies from biofilms of *Geobacter sulfurreducens* comparable to mixed community microbial fuel cells. *Environmental Microbiology*, en prensa.
- Kim GT, Webster G., Wimpenny WT, Kim BH, Kim HJ y Weighman AJ (2006) Bacterial community structure, compartmentalization and activity in a microbial fuel cell. *J. Appl. Microbiol.* 101: 698-710.
- Kim HJ, Kim SH, Choi YG, Kim GD y Chung TH (2006) Effect of enzymatic retreatment on acid fermentation of food waste. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 81: 974-980.
- Kim JR, Min B, Logan BE (2005) Evaluation of procedure to acclimate a microbial fuel cell for electricity production. *Appl Microbiol Biotechnol* 68: 23-30
- Kirtane RD, Suryawanshi PC, Peatil MR, Chaudhari AB and Kothari R M (2009) Optimization of organic loading rate for different fruit wastes during biomethanization. *Journal of Scientific and industrial Research.* 68: 252-255.
- Knol W, Michael M, Van der Most, de Waart J. (1978) Biogas production by anaerobic digestion of fruit and vegetable waste. A preliminary study. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 29: 822-830.
- Lane A (1984) Laboratory scale anaerobic digestion of fruit and vegetable solid waste. *Biomass* 5: 245-259.
- Lee JN, Phung T, Chang IS, Kim BH y Sung HC. (2003) Use of acetate for enrichment of electrochemically active microorganism and their 16s rDNA analyses. *FEMS Microbiol Lett* 223: 185-191.
- Leonor Carrillo. 2003. Microbiología Agrícola. Capítulo 5
- Lim S, Kim B, Joeng C, Choi J, Ahn Y y Chang H (2008) Anaerobic organic acid production of food waste in once day feeding and drawing-off bioreactor. *Bioresource Technology.* 99: 7866-7874.
- Liu H y Logan B (2004) Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane. *Env. Sci. Technol.* 38: 4040-4046
- Liu H, Cheng S y Logan BE (2005a) Power generation in fed-batch microbial Fuel Cells as a function of ionic strength, temperature, and reactor configuration. *Environ. Sci. Technol.* 39: 5488-5493.
- Liu H, Cheng S y Logan BE (2005b) Production of electricity from acetate or butyrate using a single-chamber microbial fuel cell. *Environ. Sci. Technol.* 39: 658-662.
- Liu H, Ramnarayanan R, Logan B. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environ. Sci. Technol.* 38, 2281-2285.

- Logan B (2004) Extracting hydrogen and electricity from renewable resources. *Env. Sci. Technol.* 38: 160A-167A.
- Logan BE y Regan JM (2006) Microbial fuel cells: Challenges and applications. *Environ. Sci. Technol.* 40: 5172-5180.
- Logan BE, Hamelers B, Rozendal R, Schrorder U, Keller J, Freguia S, Aelterman P, Verstraete W y Rabaey K (2006) Microbial fuel cells: Methodology and technology. *Environ Sci Technol.* 40: 5181–5192.
- López BR (2008) aislamiento de microorganismos degradadores de tereftalato de polietileno (PET) en condiciones aerobias. Informe técnico de Licenciatura Biotecnológica. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología del Instituto Politecnico Nacional.
- Lovley DR (2006a). Bug juice: harvesting electricity with microorganisms. *Nat. Rev. Microbiol.* 4 (7): 497–508.
- Lovley DR (2006b). Microbial fuel cells: novel microbial physiologies and engineering approaches. *Curr. Opin. Biotechnol.* 17 (3): 327–332.
- Lovley DR (2008) Extracellular electron transfer: wires, capacitors, iron lungs, and more. *Geobiol.* 6: 225-231.
- Lowy DA, Tender LM, Zeikus JG, Park DH y Lovley DR (2006) Harvesting energy from the marine sediment-water interface II–Kinetic activity of anode materials. *Biosens Bioelectron* 21: 2058–2063
- Lundén A (2003) Anaerobic digestion of grains dilutes in process water from a wastewater treatment plant. Linköpings University. Master of Science Thesis. Sweden.
- Macarie H y Guyot JP (1995) Use of ferrous sulphate to reduce the redox potential and allow the start-up of UASB reactors treating slowly biodegradable compounds. *Environ. Technol.* 16: 1185-1192.
- Madigan, M.; Mertinko, J. y parker, J. (2001) *Biology of Microorganisms*. Prentice Hall. New Jersey, USA
- Maly J. y Federus H. (1971) Influence of temperatura on anaerobic digestión. *Journal of the water Pollution Control Federation.* 43: 95-112.
- Marquez-Benavides L. y Watson-Craik I. (2003). Effect of intermediate soil cover on municipal solid waste decomposition. *Water Sci. Technol.* 48(4):245-248.
- Martí N (2006) Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process. ISBN 1-58112-332-9 Boca Raton Florida USA.
- Mcinerney M., Bryant P. y Stafford D. A. (1971). Anaerobic digestion. Proceeding of the First International Symposium on anaerobic Digestion. University College, Cardiff. *Applied Science Publishers.* 91-98

- McInerney MJ y Bryant MP (1981) Basic principles of bioconversions in anaerobic digestion and methanogenesis. *In: Biomass conversion process for energy and fuels.* Sofer SS y Zabrosky OR (eds). Plenum Publishing Corp. New York. 277-296.
- Methé BA, Nelson KE, Eisen JA, Paulsen IT, Nelson W, Heidelberg JF, Wu D, Wu M, Ward N, Beanan MJ, Dodson RJ, Madupu R, Brinkac LM, Daugherty SC, DeBoy RT, Durkin AS, Gwinn M, Kolonay JF, Sullivan SA, Haft DH, Selengut J, Davidsen TM, Zafar N, White O, Tran B, Romero C, Forberger HA, Weidman J, Khouri H, Feldblyum TV, Utterback TR, Van Aken SE, Lovley DR y Fraser CM (2002) Genome of *Geobacter sulfurreducens*: metal reduction in subsurface environments. *Science.* 302:1967-1969.
- Min B y Logan BE (2004) Continuous electricity generation from domestic wastewater and organic substrate in flat plate microbial fuel cell. *Environ Sci Technol.* 38: 5809-34.
- Min B, Cheng S, Logan B (2005) Electricity generation using membrane and salt bridge microbial fuel cells. *Water Res.* 39: 1675-1686.
- Monroy-Hermosillo OA (1998) Modelamiento y control de un sistema de digestión anaerobia en dos etapas. Tesis de grado de Doctor en Ciencias. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F. 3-10.
- Mtz-Viturtia A, Mata-Alvarez J, Cecchi F, Fazzini G (1989) Two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Biological Wastes* 29: 189-199.
- Nevin KP y Lovley DR (2002) Mechanisms for Fe(III) oxide reduction in sedimentary environments *Geomicrobiol. J.* 19: 141-159.
- Niessen J, Schroder U, Rosenbaum M. y Scholz F (2004) Fluorinated polyanilines as superior materials for electrocatalytic anodes in bacterial fuel cells. *Electrochem Commun,* 6: 571-575
- Nuntiya P, Anop N, Warinthorn S (2009) Bio-Methane Potential of Biological Solid Materials and Agricultural Wastes. *Asian Journal on Energy and Environment* 10(1): 19-27.
- Oh S, Min B, Logan B (2004) Cathode Performance as a factor in electricity generation in microbial fuel cells. *Env. Sci. Technol.* 38: 4900-4904
- Özmen P, Solmaz A (2009) Biogas production from municipal waste mixed with different portions of orange peel. University of Bötas
- Palmore G.T.R., Whitesides G.M. (1994). Microbial and Enzymatic Biofuel Cells, Enzymatic Conversion of Biomass for Fuels Production, M. E. Himmel, J. O. Baker y R. P. Overend (Eds), ACS Symposium Series No. 566, American Chemical Society, USA, 271-290.
- Park D, Zeikus J (2003) Improved fuel cell and electrode designs for producing electricity from microbial degradation. *Biotechnol. Bioeng.* 81: 348-355.

- Prasad D, Sivaram TK, Berchmans S y Yegnaraman V. (2006). Microbial fuel cell constructed with a microorganism isolated from sugar industry effluent. *J. Power sources* 160: 991-996.
- Rabaey K, Lissens G, Siliciano S, Verstraete W (2003b) A microbial fuel cell capable of converting glucose to electricity at high rate efficiency. *Biotechnol Lett.* 25: 1531-1535
- Rabaey K., Boon N., Siliciano S.D., Verhaege M. y Verstraete W. (2004). Biofuel cells select for microbial consortia that self-mediate electron transfer. *Appl Environ Microbiol* 70(9):5373-5382.
- Rabaey, KG. Lissens SD, Siliciano y Verstraete W. (2003a). A microbial fuel cell capable of converting glucose to electricity treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Env. Sci. Technol.* 38: 2281-2285
- Reguera G, McCarthy KD, Mehta T, Nicoll JS, *Biotechnol.* 26: 450-459. Tuominen T y Lovley DR (2005) Extracellular electron transfer via microbial nanowires. *Nature.* 435: 1098-1101.
- Reguera Nevin KP, Nicoll JS, Covalla SF, Woodard TL y Lovley DR (2006) Biofilm and nanowire production leads to increased current in *Geobacter sulfurreducens* fuel cells. *Appl Environ Microbiol* 72: 7345-4348.
- Richter H., McCarthy K., Nevin K. P., Johnson J. P., Rotello V. M., Lovley D. R. (2008). Electricity Generation by *Geobacter sulfurreducens* Attached to Gold Electrodes, B Langmuir, en prensa
- Rittman BE y McCarty PL (2001) *Biología del Medio Ambiente: Principios y Aplicaciones.* Mc Graw Hill, Madrid.
- Roller S, Bennetto H, Delaney G, Mason J, Stirling J, Thurston C (1984) Electron-transfer coupling in microbial fuel cells. Comparison of redox-mediator reduction rates and respiratory rates of bacteria. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 34: 3-12.
- Rozendal RA, Hamelers VMH, Rabaey K, Keller J y Buisman JNC (2008) Towards practical implementation of bioelectrochemical wastewater treatment. *Trend.Biotechnol.* 26: 450-459.
- Sarada R, Joseph R (1994) Studies on factors influencing methane production from tomato-processing waste. *Bioresource Technology* 47: 55-57
- Sarada R., Joseph R., A (1996) Comparative study of single and two stage processes for methane production from tomato processing waste. *Process Biochemistry* 31(4): 337-340.
- Schröder U (2003a) Anodic electron transfer mechanisms in microbial fuel cells and their energy efficiency. *Phys. Chem.* 9: 2619-2629.
- Schröder U, Niessen J y Scholz F (2003b) A generation of microbial fuel cells with current outputs boosted by more than one order of magnitude. *Angew Chem Int Ed* 42: 2880–2883.

- Scott K, Rimbu GA, Katuri KP, Prasad KK y Head IM (2007) Application of modified carbon anodes in microbial fuel cells. *Trans IChemE* 85(B5): 481–488.
- Sell D, Krâmer P y Kreysa G (1989) Use of anoxygen gas diffusion cathode and a threedimensional packed bed anode in a bioelectrochemical fuel cell. *Appl. Microbiol. Technol.* 31: 211-213.
- Shukla A. K., Suresh P., Berchmans S., Rajendran A(2004). Biological fuell cells and their applications. *Current Science*, Vol 87, No. 4: 455-468
- Skovgaard M., Villanueva A., Andersen F. M. y Larsen H. (2007). Environmental outlooks: municipal waste. European Topic Center on Resource and Waste Management
- Sorensen A, Ahring B (1993) Measurements of the specific methanogenic activity of anaerobic digestor biomass. *Appl Microbiol Biotechnol* 40: 427-431.
- Speece RE. (1996) Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Nashville, TN: Archae Press.
- Stewart DJ, Bogue MJ y Badger DM (1984) Biogas production from crops and organic wastes. *New Zealand Journal of Science.* 27(3): 285-294.
- Sumithra S, Nand K (1989) Microbiological pretreatment of mango peel for biogas production. *J. Microbial Biotechnology* 4(2): 110-115.
- Sundarajan R, Jayanthi S y Elango R (1997) Anaerobic digestion of organic fractions of municipal solid waste and domestic sewage of Coimbatore. *Indian Journal of Environmental Health.* 39(3): 193-196.
- Suzuki S (1976) Fuel cells with hydrogen forming bacteria. *Hosp. Hyg. Gesundheitswes. Desinfekt.* 68: 159.
- Swaroop Rani D, Nand K, (2004) Ensilage of pineapple processing waste for methane generation. *Waste Management* 24(5): 523-528.
- Tanisho S, Kamiya N. y Wakao N (1989) Microbial fuel cell using *Enterobacter aerogene.*, *Bioelectrochem Bioeng.* 21: 25–32.
- Tanticharoen M. Bhumiratana S, Uthitham T y Supajanya N (1985) Biogas production from Solid Pineapple Cannery, in Energy from biomass 3rd E.C. Conference, Elsevier applied Science publishers, New York.
- Ting C.H., Lee D.J., (2007). Production of hydrogen and methane from wastewater sludge using anaerobic fermentation. *International Journal of Hydrogen Energy* 32: 677–682.
- Tosh J.E., Senior E., Smith J.E. y Watson-Craik I.A. (1994) Landfill site restoration: the inimical challenges of ethylene and methane. *Environ. Pollut.* 83(3):335-340.
- Ueno Y., Tatara M., Fukui H., Makiuchi T., Goto M., Sode K., (2007). Production of hydrogen and methane from organic solid wastes by phase-separation of anaerobic process. *Bioresource Technology* 98: 1861–1865.

- Vazquez V, Duarte V y Povinelli J (1996) Digestión anaerobia de residuo solido generado en restaurante inoculado con lodo de reactores UASB. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 25, 2-7 nov. México.
- Viswanath P, Sumithra DS y Nand K (1992) Anaerobic digestion of fruit and vegetable processing wastes for biogas production. *Bioresource Technology*. 40(1): 43-48.
- Wang G, Mu Y y Yu HQ (2005) Response surface analysis to evaluate the influence of pH, temperature and substrate concentration on the acidogénesis of sucrose-rich wastewater. *Biochem. Eng. J.* 23(2): 175-184.
- Wu M, Sun K, Zhang Y (2006) Influence of temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of municipal organic solid waste. *J Zhejiang Univ SCIENCE B* 7(3): 180-185.
- Yu J (2001) Production of PHA from starchy wastewater via organic acids. *J. Biotechnol.* 86: 105-112.
- Zhang L. y Wan M (2002) Synthesis and characterization of selfassembled polyaniline nanotubes doped with D-10-camphorsulfonic acid, *Nanotechnol.* 13: 750–755.
- Zhang R, El-Mashad H, Hartman K, Wang F, Liu G, Choate C y Gamble P (2007) Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 98: 929-935.
- Zhuwei D., Haoran L., Tingyue (2007). A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy. *Biotechnol. Adv.* 25(5):464-482.