



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
ENERGÍA – PROCESOS Y USO EFICIENTE DE LA ENERGÍA

OPERACIÓN DE UN PROTOTIPO DE DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE
RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS EN CIUDAD UNIVERSITARIA

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:

ING. MARÍA DE LOS ANGELES GRIMALDO ORTIZ

TUTORA PRINCIPAL:

DRA. ALEJANDRA CASTRO GONZÁLEZ, FACULTAD DE INGENIERÍA

MÉXICO, D. F. DICIEMBRE 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Sheinbaum Pardo Claudia
Secretario: Dra. Castro González Alejandra
Vocal: Dr. Reinking Cejudo Arturo Guillermo
1^{er.} Suplente: M.I. Gutiérrez Palacios Constantino
2^{do.} Suplente: M.I. Sánchez Cifuentes Augusto

Lugar donde se realizó la tesis:
POSGRADO DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA, UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO

TUTORA DE TESIS:

DRA. ALEJANDRA CASTRO GONZÁLEZ

FIRMA

Con todo mi amor y cariño a mis padres y a mi hermana, quienes han apoyado mis decisiones, por más difíciles que parezcan.

Angeles, Enrique y Estefi.

A todos y cada uno de mis alumnos, por permitirme compartir un poco de mis conocimientos con ustedes y por ayudarme a crecer día con día.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por las alegrías y tristezas, por las risas, los abrazos, los momentos compartidos, pero sobre todo, por brindarme siempre su amor y no dejarme caer.

A mis compañeros del posgrado en Ingeniería ambiental, por recibirme cálidamente, pero especialmente a Javier y Ana Lucía por brindarme su amistad sincera e incondicional.

A la Familia González Bocardo y todos mis vecinos del edificio, por su apoyo, comprensión y aceptación.

Al M.I. Sergio Juárez Hernández, mi agradecimiento y admiración por establecer las bases de este proyecto.

*A los alumnos de servicio social y de otras carreras o proyectos que me apoyaron con gran esmero y dedicación:
Luis, Alfredo, Sergio, Ana, Gerardo, Adrián.*

Al personal del Laboratorio de Máquinas Térmicas y del Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ingeniería por su colaboración mediante el préstamo de herramientas y material indispensable durante la realización de este trabajo.

A mis profesores:

Dra. Claudia Sheinbaum, Dra. Alejandra Castro, Dra. Azucena Escobedo, Dr. Gabriel León, M.C. Héctor López, M.I. Augusto Sánchez, M.I. Carlos Villanueva, Dr. Arturo Reinking, y M.I. Constantino Gutiérrez, por contribuir a mi formación académica.

A los sinodales, por el tiempo dedicado a la revisión de esta tesis y las adecuadas observaciones realizadas.

Al Posgrado de Ingeniería de la UNAM, por brindarme esta oportunidad de desarrollo.

Y gracias a Dios,

Por ayudarme a cumplir un sueño de vida y por permitirme concluir esta etapa académica, a pesar de las adversidades.

ÍNDICE

Índice de tablas.....	vii
Índice de figuras.....	viii
Resumen.....	ix
Introducción.....	x
Objetivos.....	xii
Objetivo general.....	xii
Objetivos específicos.....	xii
Capítulo 1. Antecedentes.....	1
1.1. Residuos sólidos urbanos.....	1
1.1.1. Antecedentes históricos.....	1
1.1.2. Gestión integral de residuos sólidos urbanos.....	2
1.2. Panorama mundial de los residuos.....	4
1.3. Marco nacional.....	5
1.4. Residuos en Ciudad Universitaria.....	6
1.5. Tratamientos para los residuos sólidos urbanos.....	6
1.5.1. Procesos físicos.....	7
1.5.2. Procesos termoquímicos.....	7
1.5.3. Procesos biológicos.....	8
Capítulo 2. Fundamentos.....	10
2.1. Métodos para el tratamiento de residuos orgánicos.....	10
2.2. Degradación anaerobia.....	10
2.3. Producción de biogás en función del sustrato.....	17
2.4. Tipos de degradación anaerobia.....	19
2.5. Degradación de residuos sólidos orgánicos urbanos.....	23
2.6. Degradación anaerobia de residuos vegetales.....	25
2.7. Reactores anaerobios.....	31
2.8. Parámetros de control en el proceso anaerobio.....	32
2.8.1. Diseño del reactor anaerobio.....	32
2.8.2. Parámetros de la degradación anaerobia.....	32
2.9. Parámetros a aplicar para elevar la eficiencia de operación en sistemas anaerobios.....	33
2.9.1. Factores físicos.....	34
2.9.2. Factores químicos.....	35
2.10. Consideraciones de seguridad.....	36
Capítulo 3. Metodología.....	38
3.1. Estudio de caso.....	38
3.1.1. Prototipo.....	38

3.1.2. Resultados antecedente.....	45
3.2. Parámetros de control en la operación.....	48
3.2.1. Diseño del reactor anaerobio.....	49
3.2.2. Parámetros de operación.....	49
Capítulo 4. Resultados.....	51
4.1. Operación del reactor anaerobio.....	51
4.1.1. Inoculación.....	51
4.1.2. Preparación del sustrato y alimentación.....	54
4.1.3. Disposición del efluente.....	59
4.1.4. Aprovechamiento del biogás.....	63
4.2. Resultados globales.....	66
4.3. Impacto del proyecto.....	78
Capítulo 5. Conclusiones y recomendaciones.....	80
5.1. Conclusiones.....	80
5.2. Recomendaciones.....	81
Glosario.....	84
Referencias.....	85

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Métodos de tratamiento de residuos de alimentos.....	11
Tabla 2.2	Métodos de tratamiento de residuos: ventajas, desventajas, tasa de velocidad, costo, duración y efectividad.....	14
Tabla 2.3	Factores en la degradación anaerobia.....	33
Tabla 2.4	Porcentajes de gas presente en el aire para que se produzca una explosión.....	36
Tabla 3.1	Caracterización de la biomasa.....	47
Tabla 3.2	Preparación del sustrato.....	48
Tabla 4.1	Características generales del biogás.....	64
Tabla 4.2	Peso específico y contenido de humedad de diversos residuos orgánicos.....	68
Tabla 4.3	Densidad y concentración de sólidos.....	71
Tabla 4.4	Resumen de parámetros y resultados de otros trabajos.....	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Composición de los RSU en 2009, antes del reciclaje.....	5
Figura 2.1	Diagrama esquemático de un arreglo experimental.....	21
Figura 2.2	Diagrama esquemático de un Filtro Anaerobio Híbrido.....	22
Figura 2.3	Degradación anaerobia de residuos orgánicos.....	30
Figura 3.1	Triturador de residuos.....	39
Figura 3.2	Tanque receptor.....	39
Figura 3.3	Bomba Moyno Mod.35601.....	40
Figura 3.4	Rotor de la bomba.....	40
Figura 3.5	Reactor R-I.....	41
Figura 3.6	Reactor R-II.....	42
Figura 3.7	Estanques de sedimentación.....	42
Figura 3.8	Desulfurador.....	43
Figura 3.9	Condensador.....	43
Figura 3.10	Medidor de gas.....	44
Figura 3.11	Bolsas de almacenamiento.....	44
Figura 3.12	Manómetro diferencial.....	45
Figura 4.1	Tanque para el traslado del inóculo.....	52
Figura 4.2	Inóculo anaerobio.....	53
Figura 4.3	Residuos recolectados.....	54
Figura 4.4	Elementos indeseables en el triturador.....	55
Figura 4.5	Hidratación de residuos.....	56
Figura 4.6	Tolva del triturador.....	56
Figura 4.7	Pre-Tratamiento.....	56
Figura 4.8	Vista inferior del triturador.....	57
Figura 4.9	Residuos triturados.....	58
Figura 4.10	Influyente espumoso.....	58
Figura 4.11	Influyente remanente.....	58
Figura 4.12	Colocación de tapas en los estanques de sedimentación.....	60
Figura 4.13	Fugas y grietas en los estanques de sedimentación.....	61
Figura 4.14	Aplicación de sellador.....	61
Figura 4.15	Aplicación de pintura.....	62
Figura 4.16	Instalación y revisión de válvulas.....	62
Figura 4.17	Estructura para bolsas de biogás.....	64
Figura 4.18	Biogás generado.....	65
Figura 4.19	Sistema propuesto para instalación de bolsas en paralelo.....	65
Figura 4.20	Pruebas de inflamabilidad del biogás generado.....	66
Figura 4.21	Alimentación del sistema anaerobio.....	71
Figura 4.22	Comportamiento del pH en el sistema anaerobio.....	71
Figura 4.23	Comportamiento de la temperatura en el sistema anaerobio.....	72
Figura 4.24	Producción de biogás.....	72
Figura 4.25	Relación de la carga y el volumen de biogás.....	73
Figura 4.26	Relación de la temperatura y el volumen de biogás.....	73
Figura 4.27	Producción de biogás en función de la temperatura.....	74
Figura 4.28	Relación de la temperatura, volumen de biogás y TRH.....	74
Figura 4.29	Relación entre el volumen de biogás y el TRH.....	75
Figura 4.30	Remoción de sólidos con respecto al tiempo.....	75
Figura 4.31	Remoción de sólidos y volumen de biogás.....	76
Figura 4.32	Remoción de sólidos y TRH.....	76
Figura 4.33	Volumen de biogás y sólidos volátiles removidos.....	77

RESUMEN

A partir del estudio del proceso de degradación anaerobia, se implementó un entorno adecuado para la operación de un sistema existente de degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos, el cual, permitió llevar a cabo el tratamiento de la fracción orgánica de residuos generada en un restaurante de Ciudad Universitaria para su aprovechamiento como biogás combustible. Como resultado de la operación del prototipo anaerobio, se obtuvo el comportamiento de parámetros característicos, tales como: temperatura, carga de alimentación, pH, tiempo de residencia hidráulica, porcentaje de remoción y volumen de biogás generado.

La instalación utilizada es un sistema de dos etapas que opera mediante digestión húmeda, consta de dos reactores semicontinuos, un primer digestor de mezcla completa (1.25 m^3) y un segundo digestor con recirculación externa (5 m^3), cuya capacidad volumétrica total es de 6.25 m^3 . Del volumen total mencionado, el volumen útil es de 4.68 m^3 , por lo que, el volumen requerido de inóculo es de 1.4 m^3 . Para llevar a cabo la inoculación del sistema, se utilizaron 2 m^3 de lodos digeridos provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Se cuenta con dos estanques de sedimentación de 1.2 m^3 para el almacenamiento del efluente digerido. El sistema se operó cerca de 300 días, en los que se hicieron las adecuaciones necesarias, se llevó a cabo la inoculación de los reactores y se alimentó durante 42 días un promedio de $38.1 \text{ kg}_{\text{residuos}}/\text{día}$, triturando un total de 1.6 toneladas de residuos orgánicos previamente separados. La carga promedio de influente suministrado al sistema diariamente fue de $0.152 \text{ m}^3/\text{día}$, ingresando un total de 6.4 m^3 de influente (sustrato-agua) durante el lapso de alimentación. La velocidad de carga orgánica fue de $3.42 \text{ kgST}/\text{día}$, $1.31 \text{ kgSTF}/\text{día}$ y $2.004 \text{ kgSTV}/\text{día}$.

La temperatura promedio de operación del sistema fue de $19.46 \text{ }^\circ\text{C}$, de tal manera que se considera que el prototipo utilizado opera entre el límite superior del rango psicrófilo (5 a $20 \text{ }^\circ\text{C}$) y el límite inferior del rango mesofílico (20 a $40 \text{ }^\circ\text{C}$). El influente presentó las siguientes características fisicoquímicas: pH promedio de 6.3 y una densidad de $996.83 \text{ kg}/\text{m}^3$. Por otro lado, la sustancia al interior del reactor presentó un pH promedio de 7.3 y una densidad de $779.3 \text{ kg}/\text{m}^3$. Finalmente, el porcentaje de remoción de sólidos fue de 73.8% de ST, 26.8% de STF y 79% de STV, obteniendo un tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 48 días.

La producción de biogás en función del contenido de sólidos fue de $0.0031 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{kgST}$, $0.0077 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{kgSTF}$ y $0.0127 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{kgSTV}$. Con una generación promedio de $0.026 \text{ m}^3/\text{día}$, obteniendo un total de 1.076 m^3 durante la operación del sistema. Cabe destacar que el factor de operación del sistema es del 72%, ya que depende del servicio del restaurante y de las actividades académicas y administrativas del campus. Además, se determinaron áreas de oportunidad para la optimización del sistema anaerobio empleado.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo de tesis tiene como objetivo analizar la operación de un prototipo de degradación anaerobia, el cual, procesa la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) para producir biogás que sea utilizado como combustible. Se sabe que la FORSU constituye alrededor del 50% de la materia total y puede transformarse en biogás por degradación anaerobia (Fernández, 2009). En los rellenos sanitarios controlados, el depósito de los residuos sólidos urbanos (RSU) se realiza por capas regulares sucesivas, de espesores variables, que se van compactando y cubriendo con tierra hasta llegar a la cota máxima permitida en que el relleno sanitario se sella.

La materia orgánica del interior del relleno sanitario sufre un proceso de descomposición anaerobia y, como resultado, se produce biogás. Para su extracción, se realizan una serie de perforaciones uniformemente repartidas por toda la superficie del relleno sanitario, que colectan el gas producido. Por cada tonelada de residuos, se producen de 150 a 300 m³ de biogás (Boyle y col., 2004). Los valores pueden tener grandes variaciones de unos rellenos sanitarios a otros, debido fundamentalmente al tipo de residuos, a la edad del relleno sanitario, la climatología del lugar y el manejo que de él se haya hecho (Fernández, 2009).

Actualmente, con la aplicación de las técnicas de reciclaje a los RSU se están obteniendo importantes cantidades de materia orgánica que puede utilizarse para producir compost o tratarse por degradación anaerobia. El gas producido, que contiene el 35-40% de CO₂ y el 50-60% de CH₄, se emplea normalmente para producir electricidad, estimándose una producción media de 100 a 500 kWh por cada tonelada de RSU (Fernández, 2009). También, puede aprovecharse el proceso de degradación anaerobia que se produce de forma natural en los rellenos sanitarios de RSU, pudiéndose obtener el gas resultante mediante perforaciones realizadas a intervalos regulares sobre la superficie del relleno sanitario.

El denominado biogás es un biocombustible gaseoso que se obtiene en la degradación anaerobia de la biomasa y cuyos principales componentes son el metano (55-65%) y el anhídrido carbónico (35-45%) y, en menor proporción, nitrógeno (0-3%), hidrógeno (0-1%), oxígeno (0-1%) y sulfuro de hidrógeno (trazas). Se produce a razón de unos 200-400 litros por kilogramo de materia seca, con un valor calórico de unas 5,500 kcal/m³. El poder calorífico del biogás está determinado por la concentración de metano (8,500 kcal/m³), pudiéndose aumentar dicha concentración, eliminando todo o parte del CO₂ presente en el biogás.

La aplicación normal de este gas, cuando se genera en plantas de determinado tamaño, es la generación eléctrica mediante motores estáticos de combustión interna de gran potencia (varios centenares de kW y unos pocos MW) e incluso mediante turbinas de gas. El rendimiento que se puede alcanzar en este tipo de instalaciones puede ser superior al 30%, el cual aumenta considerablemente si se utiliza el calor procedente de la refrigeración del motor. El principal inconveniente para su utilización con motores o turbinas es la necesidad de limpiar el biogás de elementos corrosivos como el ácido sulfhídrico que, incluso en muy pequeñas concentraciones, puede causar daños considerables en las instalaciones (Fernández, 2009).

Debido a la alta generación de residuos sólidos, y especialmente, la fracción orgánica de éstos, es imprescindible tomar acciones para el manejo de los mismos y su aprovechamiento. El uso de diversas técnicas ha demostrado el gran potencial de los residuos para la producción de biogás, y este trabajo pretende analizar la operación de un prototipo de degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos para generar biogás. Aunque la degradación anaerobia está muy indicada para el tratamiento de biomasa con alto contenido de humedad y que el proceso tiene una aplicación muy clara en el tratamiento de aguas residuales urbanas y de explotaciones ganaderas, poco se ha estudiado y aplicado a la fracción orgánica de residuos sólidos orgánicos.

En la degradación anaerobia, la materia orgánica se descompone por la acción de los microorganismos en la ausencia de oxígeno, y se produce metano y anhídrido carbónico. Se utiliza principalmente para la estabilización de lodos de aguas negras, y cerca de la mitad de los lodos de aguas negras producidos en el Reino Unido se tratan así. El proceso es también adecuado para el tratamiento de aguas residuales fuertes, procedentes de industrias con una base biológica, como los provenientes de la producción de levaduras y de la fabricación de almidón, además de las suspensiones de origen animal de las operaciones agrícolas intensivas. En la digestión de lodos, aproximadamente del 30 al 35% de los sólidos de los lodos son descompuestos, y para cada kilogramo de materia orgánica destruida, se produce cerca de 1 m³ de metano. En el tratamiento de residuos solubles de fuertes concentraciones, se pueden obtener altos porcentajes de remoción, aproximadamente de un 90%.

Comparados con los sistemas aerobios, los procesos anaerobios presentan diversas ventajas como: ahorro de energía necesaria para la transferencia de oxígeno; se evitan olores, salpicaduras y molestias ocasionadas por insectos, debido a que los sistemas deben estar necesariamente cerrados para excluir el oxígeno; el efluente de la degradación anaerobia es adecuado para su disposición directa sobre tierras de cultivo como fertilizante; entre otras. Sin embargo, presenta también desventajas: los procesos anaerobios son lentos; presentan un elevado costo de inversión; son altamente sensibles a la inhibición por ciertas sustancias, como son los metales pesados, los hidrocarburos clorados y los detergentes aniónicos. El medio anaerobio permite prosperar a los organismos reductores de sulfatos, de manera que se puede formar ácido sulfhídrico, el cual es muy corrosivo y tóxico. El tratamiento anaerobio complementa al aerobio y, en la práctica, la degradación anaerobia ha adquirido una reputación de inestabilidad en la operación, debido principalmente a su susceptibilidad a la inhibición (Winkler, 1994).

El metano de la degradación anaerobia de los residuos industriales, humanos y animales se utiliza para proporcionar combustible para calderas, generadores de vapor, calefacción espacial, generación de energía eléctrica, e incluso, operación de vehículos motorizados. El biogás tiene un valor considerable a nivel local y particularmente en la operación de plantas de tratamiento de aguas residuales. En su investigación sobre el biogás, Pankhurst llegó a la conclusión de que si todas las aguas negras, abono animal y desperdicios domésticos producidos en el Reino Unido se convirtieran en gas, producirían alrededor de 7 millones de m³/día, menos del 5% de la demanda de gas (Pankhurst, 1980).

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Analizar la operación de un prototipo de degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos para producir biogás que sea utilizado como combustible en un restaurante de Ciudad Universitaria.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Conocer el proceso de degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos.
- ✓ Establecer las condiciones de arranque del prototipo de degradación anaerobia.
- ✓ Operar el reactor anaerobio con residuos sólidos orgánicos y medir parámetros característicos.
- ✓ Analizar los resultados obtenidos de la operación del reactor.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1.1. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Hasta hace no mucho se utilizaba el concepto basura, que designaba a todo aquel material considerado desecho que se necesitaba eliminar o poner lo más lejos posible de nuestro hogar. Sin embargo, poco a poco, éste ha sido sustituido por el de residuo, que designa aquel material o producto que se desecha y puede ser susceptible de ser valorizado, o requiere sujetarse a un tratamiento o a una disposición final (Orta, 2011).

Los residuos sólidos comprenden todos los residuos que provienen de las actividades animales y humanas, que normalmente son sólidos y que son desechados como inútiles o superfluos (Tchobanoglous, 1994). Los residuos pueden clasificarse en sólidos, líquidos y gaseosos, de acuerdo a su estado físico. Agregándose los residuos pastosos, que comúnmente aparecen como producto de las actividades humanas (Barradas-Rebolledo, 2009).

Se denominan residuos sólidos urbanos (RSU) a todos los desechos que provienen de las actividades humanas y animales, que habitualmente son sólidos y que se tiran como inútiles o no deseados. Pueden clasificarse como: *domiciliarios y/o municipales* (provenientes de casas, escuelas, instituciones públicas o privadas, limpieza y barrido de calles), los *comerciales* (supermercados, oficinas, hoteles, restaurantes), *industriales* (pequeños comercios, talleres industriales) y de *construcción y/o demolición* (obras nuevas, remodelaciones o demoliciones).

En México, de acuerdo con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, éstos se clasifican en sólidos urbanos, de manejo especial (de construcción, electrónicos, entre otros) y peligrosos (de algunas industrias). La mayor parte cae dentro del primer rubro (RSU).

1.1.1. ANTECEDENTES HISTÓRICOS

Desde las sociedades primitivas, los seres humanos y los animales han utilizado los recursos de la tierra para su supervivencia. En tiempos remotos, la eliminación de los residuos humanos (y otros) no representaba un problema significativo, ya que la población era pequeña y el espacio disponible para la disposición de los residuos era mayor.

Los problemas de la eliminación de los residuos se presentaron desde los tiempos en que los seres humanos comenzaron a congregarse en tribus, aldeas y comunidades, y la acumulación de residuos llegó a ser una consecuencia de la vida cotidiana. El hecho de arrojar comida y otros residuos sólidos en las ciudades medievales llevó a la reproducción de ratas, pulgas y la propagación de la fiebre bubónica, la cual mató a la mitad de los europeos del siglo XIV y generó muchas epidemias. Fue hasta el siglo

XIX cuando las medidas de control de salud pública se consideraron vitales y se tomó conciencia de que los residuos de comida tenían que ser recogidos y eliminados de forma sanitaria para controlar a los roedores y moscas (Tchobanoglous, 1994).

Con el paso del tiempo las necesidades de la población han cambiado y con ello, los problemas ocasionados por el mal manejo de los residuos sólidos, ya sea de salud, impactos ambientales, desequilibrio ecológico, problemas sociales, entre otros. En los últimos años, debido al aumento de la población y al rápido proceso de urbanización el volumen de desperdicios ha crecido hasta llegar a niveles preocupantes. También ha empeorado la calidad de los residuos, ya sean líquidos, sólidos o gaseosos, porque los productos que tienen mayor incremento como generadores de basura son altamente contaminantes, algunos no recuperables y otros no biodegradables.

1.1.2. GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

La gestión de residuos puede ser definida como la disciplina asociada al control de la generación, almacenamiento, recolección, transferencia y transporte, procesamiento y disposición final, conforme a los mejores principios de salud pública, economía, ingeniería, conservación, estética, entre otros aspectos (Tchobanoglous, 1994). El manejo de los RSU se resume a un ciclo que comienza con su generación y acumulación temporal, continúa con su recolección, transporte y transferencia, y finaliza con la acumulación final de los mismos. Estos residuos acumulados deben recibir algún tipo de tratamiento y almacenarse con las medidas adecuadas, tales como la impermeabilización del suelo y la captación de los lixiviados. De lo contrario, los tiraderos se convierten en verdaderos focos de contaminación.

Una adecuada gestión de residuos debe considerar el aprovechamiento de sus recursos mediante la reutilización y/o reciclado antes de su vertido y eliminación, con la finalidad de cuidar el ambiente, conservar el espacio de los rellenos sanitarios y disminuir el uso de materias primas naturales (Kless y Coccato, 2005). Las actividades asociadas a la gestión de RSU pueden ser agrupadas en 6 etapas y se describen a continuación (Tchobanoglous, 1994):

1) GENERACIÓN DE RESIDUOS

Comprende las actividades en las que los materiales son identificados como sin ningún valor adicional y son desechados. Dicha identificación varía con cada residuo en particular. Esta etapa aún es poco controlada, pero es imprescindible para favorecer la reducción en el origen, lo que permite limitar las cantidades de residuos generados.

2) MANEJO Y SEPARACIÓN DE RESIDUOS, ALMACENAMIENTO Y PROCESAMIENTO EN EL ORIGEN

La manipulación y separación de residuos involucra las actividades asociadas con la gestión de residuos hasta que éstos son colocados en contenedores de almacenamiento temporal. Esto incluye el traslado de dichos contenedores hasta el punto de recolección. La separación de los componentes de los residuos es un paso importante en la manipulación y almacenamiento, ya que el mejor lugar para separar los materiales es en el origen o punto de generación. Algunos usuarios son conscientes de la importancia de separar papel, cartón, botellas, latas de aluminio, entre otros, sin embargo, aún falta una conciencia generalizada en la población, así como la ejecución de actividades de separación de residuos peligrosos.

El almacenamiento temporal es de vital importancia debido a las implicaciones de salud pública implicadas. El costo de los contenedores corre a cargo del usuario y el procesamiento en el origen incluye actividades como la compactación y el compostaje de residuos orgánicos y/o de jardinería.

3) RECOLECCIÓN

Esta etapa incluye no solamente la recolección de los residuos y materiales reciclables del lugar de generación, sino también su correspondiente traslado a una planta de tratamiento de residuos o estación de transferencia, en caso de que el sitio de disposición final se encuentre muy lejos, lo cual, represente un gasto mayor por este rubro. La recolección representa casi el 50% del costo total de la gestión de los RSU y varía, según el número de contenedores y la frecuencia de recolección.

4) TRANSFERENCIA Y TRANSPORTE

Este proceso comprende la transferencia de los residuos desde el vehículo de recolección a un vehículo mayor (transfer), lo cual se lleva a cabo en la estación de transferencia por diferentes métodos, según el tipo de estación. Así como el transporte de los residuos al lugar de procesamiento y/o sitio de disposición final (planta de composta, planta de reciclaje, relleno sanitario, tiradero a cielo abierto).

5) APROVECHAMIENTO

Los tipos de medios o instalaciones utilizados para la recuperación de materiales residuales que han sido separados en el origen incluyen la recolección en acera, los centros de selección y los centros de recompra. La separación y el procesamiento de residuos que han sido separados en el origen y la separación de residuos no seleccionados normalmente tienen lugar en las instalaciones de recuperación de materiales, estaciones de transferencia, plantas de incineración y sitios de disposición final. El procesamiento frecuentemente incluye: la separación de objetos voluminosos; la separación de los componentes de los residuos, por tamaño, mediante cribas; la separación manual de los componentes de los residuos; la reducción del tamaño, mediante trituración; la separación de metales féreos, utilizando imanes; la reducción del volumen por compactación, y la incineración.

6) DISPOSICIÓN FINAL

La correcta disposición de los residuos debe ser en un relleno sanitario y no sólo en un basurero o tiradero a cielo abierto. Un relleno sanitario es una instalación de ingeniería utilizada para la disposición de los RSU en el suelo o en el manto de la Tierra sin crear incomodidades o peligros para la seguridad o salud pública, tales como la generación de fauna nociva (ratas, insectos, etc.) y la contaminación de aguas subterráneas por la filtración de los lixiviados a través de los suelos (Tchobanoglous, 1994).

1.2. PANORAMA MUNDIAL DE LOS RESIDUOS

Un estudio de los restos de comida a nivel mundial publicado en 2011 por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) encontró que aproximadamente un tercio de todos los alimentos producidos anualmente para el consumo humano va a la basura, lo que representa un total de 1,3 millones de toneladas (FAO, 2011). Estos residuos están distribuidos de manera bastante uniforme entre los países en vías de desarrollo y los países industrializados, el 40% de los residuos de alimentos en las naciones en vías de desarrollo se producen en las fases de producción y procesamiento, mientras que en los países industrializados, el 40% se produce en los niveles de venta al por menor y de consumo (FAO, 2011).

Aplicando la degradación anaerobia a esta cantidad de residuos alimenticios, se tendría el potencial para generar 367 m³ de biogás por tonelada seca con 65% de metano (Curry y Pillay, 2011) y un contenido energético de 6.25 kWh/m³ de biogás, alcanzando 894 TWh al año, según el ministerio de economía de Eslovenia en 2009. Esto representa casi el 5% del total de energía eléctrica utilizada en 2008 de 20,181 TWh (IEA, 2010). Además, cuando la tecnología de degradación anaerobia es aplicada, los residuos no tienen que trasladarse a un relleno sanitario, reduciendo así, los costos de transportación y las emisiones de gases efecto invernadero.

En 2009, en Estados Unidos se generaron 243 millones de toneladas de RSU compuestos principalmente por restos de comida, desechos de jardín, envases de plástico, muebles, neumáticos, electrodomésticos, papel y cartón. Los RSU desechados provenían de dos fuentes principales: residencial (55-65%) y comercial/institucional (35-45%) sin considerar los residuos de la construcción ni los residuos peligrosos. Casi la mitad de estos residuos fueron reciclados o regenerados, con 132 millones de toneladas (54%) que terminaron en el relleno sanitario (EPA, 2009). La fracción orgánica representa el mayor componente de RSU, con 34.2 millones de toneladas de residuos de alimentos y de jardín eliminados cada año. La composición de los residuos se muestra en la Figura 1.1.

De acuerdo a estadísticas de Canadá, la cantidad total de residuos depositados en rellenos sanitarios en 2008 fue de 26 millones de toneladas. Se ha estimado que casi el 50% de la comida producida para consumo humano en Canadá se ha desechado, dando un total de 6 millones de toneladas anualmente, lo que representa el 23% del total de los residuos (Gooch y col., 2010).

FIGURA 1.1 COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) EN 2009, ANTES DEL RECICLAJE (EPA, 2009)



1.3. MARCO NACIONAL

De acuerdo con el Censo de Población y Vivienda 2010, en ese año fueron registradas en México 112 millones 322 mil 757 toneladas de residuos: 57 millones 464 mil 459 por hombres y 54 millones 858 mil 298 por mujeres; es decir, cada mexicano generó poco menos de un kilogramo de residuos al día. México ocupa uno de los primeros lugares en la generación de residuos sólidos de América Latina. La producción per cápita varía de acuerdo con la zona geográfica y con el grado de desarrollo. La generación de residuos sólidos urbanos continúa aumentando. Mientras que en el año 2000 se producían 30.7 millones de toneladas, en 2009 aumentó a 38.3, lo que implica un incremento de casi un millón de toneladas por año.

En 2009, residuos orgánicos como los restos de comida, de jardines y otros materiales similares representaron poco más del 52.4% del total de desechos urbanos. Mientras que otro tipo de residuos, entre los que se encuentran los residuos finos y los pañales desechables, redujeron su participación de 18% en 2000 a 12.1% en 2009. El papel y el cartón integran el 13.8% de los residuos; el vidrio representa el 5.8% y los metales el 3.4%. La generación de residuos inorgánicos, como los plásticos, ha aumentado considerablemente en los últimos ocho años: mientras en el año 2000 sólo representaban el 4.4% de los residuos sólidos urbanos, en 2009 han incrementado su participación al 10.8 por ciento (INEGI, 2010).

Tan solo en la Ciudad de México se generan 13 mil toneladas diarias de residuos. Cabe destacar que dicha generación está en función del nivel socioeconómico de la gente. En cuanto al manejo de los residuos sólidos, Alemania le lleva entre noventa y cien años de ventaja a México. Tan solo el porcentaje recuperado de residuos sólidos urbanos durante 2009 en sitios de disposición final fue únicamente el 11 %. Según un estudio sobre la composición de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México, el 45% son de materia orgánica; 11%, de papel y cartón; 13%, de plásticos; 3%, de vidrio; 2%, de metales; 3%, de textiles; y 12%, de otros materiales (Orta, 2011).

1.4. RESIDUOS EN CIUDAD UNIVERSITARIA

El campus de Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México cuenta con una superficie de 730 hectáreas (UNAM, 2013) para atender una población de 158,789 personas, entre alumnos de licenciatura, alumnos de posgrado, académicos y personal administrativo (CU, 2011). Dadas las dimensiones, se producen diariamente entre 7 y 16 toneladas de RSU, con un promedio de 13 toneladas diarias. Sin embargo, la generación varía notablemente debido a los periodos vacacionales. Se estima que 3 toneladas diarias son generadas por personas externas, quienes depositan sus residuos dentro del Campus, en lugar de hacerlo en sus domicilios (DGOyC-UNAM, 2013).

De acuerdo a un estudio realizado por la Facultad de Ciencias, tan sólo en esta facultad en el año 2011 se generaban en promedio 1,241 kg diarios de residuos sólidos, de los cuales, el 67% eran residuos orgánicos equivalentes a 831.46 kg/día. Del total de generación diaria de residuos en Ciudad Universitaria, alrededor de 8,530 kilogramos son residuos orgánicos. De éstos, 848.4 kilogramos son generados en las 16 cafeterías que se encuentran en el campus (CU, 2011). El prototipo utilizado en esta tesis se instaló en una de las cafeterías del campus, cuya generación de residuos orgánicos en promedio es de 40.46 kilogramos diarios (Juárez-Hernández, 2012).

1.5. TRATAMIENTOS PARA LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Los tratamientos se emplean para reducir el volumen y el peso de los residuos que han de desecharse, y para recuperar productos de conversión y energía. La fracción orgánica de los RSU puede ser transformada mediante una gran variedad de procesos físicos, químicos y biológicos. La selección del tratamiento a utilizar, dependerá de los objetivos buscados en la gestión de residuos.

1.5.1. PROCESOS FÍSICOS

Estos procesos no implican un cambio de fase y se aplican en las primeras etapas de la gestión de residuos, puede ser separación de componentes, reducción mecánica de volumen o de tamaño y se detallan a continuación:

A) SEPARACIÓN DE COMPONENTES

Consiste en separar los componentes identificables de los RSU por medios manuales y/o mecánicos. Este proceso se utiliza para transformar los residuos heterogéneos en un número de componentes más o menos homogéneos. Es una operación necesaria en la recuperación de materiales reutilizables y reciclables, en la separación de residuos peligrosos y cuando los productos de conversión y de energía sean recuperados de los residuos procesados.

B) REDUCCIÓN MECÁNICA DE VOLUMEN

Proceso conocido también como densificación, en el cual se reduce el volumen inicial ocupado por los residuos, ya sea mediante la aplicación de fuerza o presión. Algunos vehículos de recolección cuentan con sistemas de compactación para llevar a cabo este proceso, o bien, las estaciones de transferencia pueden estar equipadas con instalaciones de compactación. Se han desarrollado sistemas de compactación a alta presión para producir materiales aptos para diversos usos alternativos, por ejemplo, la producción de troncos para chimeneas a partir de papel y cartón.

C) REDUCCIÓN MECÁNICA DE TAMAÑO

Comprende los procesos de transformación utilizados para reducir el tamaño de los materiales residuales. El propósito es obtener un producto final uniforme y reducido en tamaño en comparación con su forma original. Este proceso no implica necesariamente la reducción de volumen, en ocasiones, el volumen total de un material después de la reducción de tamaño puede ser mayor que el volumen original (por ejemplo, la trituración de papel). Los términos desfibrar, triturar o moler, describen operaciones mecánicas de reducción de tamaño.

1.5.2. PROCESOS TERMOQUÍMICOS

Otros tratamientos empleados para los residuos sólidos, pueden ser mediante procesos termoquímicos, los cuales, implican un cambio de fase y la aplicación de energía. A continuación se describen los procesos de combustión, pirólisis o destilación destructiva y gasificación:

A) COMBUSTIÓN

Se define como la reacción química del oxígeno con materias orgánicas (oxidación) para producir compuestos oxidados, acompañados por emisión de luz y generación de calor. Es un proceso exotérmico.

B) PIRÓLISIS O DESTILACIÓN DESTRUCTIVA

Como la mayoría de las sustancias orgánicas son térmicamente inestables pueden romperse en fracciones gaseosas, líquidas y sólidas, mediante una combinación de descomposición molecular (cracking) térmica y reacciones de condensación en un ambiente libre de oxígeno. Este proceso se define como pirólisis y es un proceso endotérmico.

Las características de las tres fracciones de componentes más importantes que resultan de la pirólisis de la porción orgánica de los RSU son:

- El flujo de gas que contiene principalmente hidrógeno, metano, monóxido de carbono, dióxido de carbono, y diversos gases, según las características del material orgánico que se piroliza.
- El flujo de alquitrán y/o aceite que es líquido a temperatura ambiente y contiene sustancias químicas tales como ácido acético, acetona y metanol.
- La carbonilla, que está compuesta de carbono casi puro más materiales inertes que han entrado en el proceso.

C) GASIFICACIÓN

Este proceso implica la combustión parcial de un combustible carbonoso para generar un gas combustible rico en monóxido de carbono, hidrógeno y algunos hidrocarburos saturados, principalmente metano. Cuando el gasificador opera a presión atmosférica, con aire como oxidante, los productos finales del proceso de gasificación son:

- Un gas de bajo poder calorífico, que normalmente contiene dióxido de carbono, monóxido de carbono, hidrógeno, metano y nitrógeno.
- Carbonilla, que contiene carbono e inertes originados del combustible.
- Líquidos condensables similares al aceite pirolítico.

1.5.3. PROCESOS BIOLÓGICOS

Estas transformaciones se pueden utilizar para reducir el volumen y el peso del material, para producir compost o metano. Los principales organismos implicados en las transformaciones biológicas de residuos orgánicos son bacterias, hongos, levaduras y actinomicetos. Estos procesos pueden realizarse aerobia o anaerobiamente, según la disponibilidad de oxígeno. Las principales diferencias entre las reacciones de conversión aerobia o anaerobia están en la naturaleza de los productos finales.

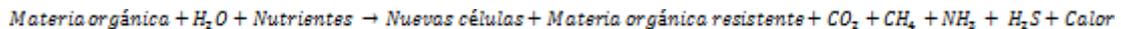
A) COMPOSTAJE AEROBIO

Si se abandona, la fracción orgánica de los RSU sufrirá descomposición biológica. La extensión y el período de tiempo necesario para que se produzca la descomposición dependerán de la naturaleza del residuo, del contenido de humedad, de los nutrientes disponibles, y de otros factores ambientales. Bajo condiciones controladas, los residuos de jardín y la fracción orgánica de los RSU se pueden convertir en un residuo orgánico estable conocido como compost, en un período de tiempo relativamente corto (cuatro a seis semanas).

Los principales productos finales son: nuevas células, materia orgánica resistente, dióxido de carbono, agua, amoníaco y sulfato. El compost es la materia orgánica resistente que permanece, ésta normalmente contiene un alto porcentaje de lignina, que es difícil de convertir biológicamente en un período de tiempo relativamente corto. La lignina, que se encuentra principalmente en el papel periódico, es el polímero orgánico que une las fibras celulósicas en los árboles y algunas plantas.

B) DEGRADACIÓN ANAEROBIA

La porción biodegradable de la fracción orgánica de los RSU se puede convertir biológicamente bajo condiciones anaerobias en un gas que contiene dióxido de carbono y metano. Esta conversión se puede representar con la siguiente ecuación:



... (1.1)

Los principales productos finales son: dióxido de carbono, metano, amoníaco, sulfuro de hidrógeno y materia orgánica resistente. La materia orgánica resistente (o lodos digeridos) debe ser deshidratada antes de evacuarse mediante su extensión en el suelo o mediante vertido. Los lodos deshidratados a menudo son compostados aerobiamente para estabilizarlos más, antes de su aplicación.

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS

2.1. MÉTODOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS

Con el crecimiento industrial, la contaminación se ha elevado notablemente, problema que se vuelve cada vez más imprescindible de solucionar. Aunque las limitaciones relacionadas a temas ambientales son cada vez más rigurosas, es necesario desarrollar sistemas óptimos para el tratamiento de los residuos de alimentos. Entre los tratamientos aplicables, existen: compostaje, degradación anaerobia, degradación aerobia, degradación anaerobia termofílica, reactor secuencial discontinuo, electrodiálisis, oxidación húmeda, pirólisis, incineración, fermentación en estado sólido y ozonización. La mayoría de ellos tienen una alta capacidad para degradar sustratos complejos y concentrados (residuos de plantas, desechos de animales, aguas residuales de la industria alimenticia, entre otros). La Tabla 2.1 muestra diversos métodos de tratamiento de residuos de alimentos, y la Tabla 2.2 resume las ventajas, desventajas, así como, la tasa de velocidad, costo, duración y efectividad de dichos métodos.

Debido a las medidas de la Directiva del Sistema de Residuos (1975) en su modificación de 1991 y 1996, los miembros de la Unión Europea han solicitado tener una Estrategia Nacional de Residuos que presente políticas en relación a la recuperación y disposición de residuos. Los objetivos de la Estrategia Nacional de los Países Miembros incluyen:

1. Asegurar que los residuos son recuperados o dispuestos sin poner en peligro la salud humana y sin usar procesos o métodos que puedan perjudicar el ambiente,
2. Establecer una red integral y adecuada de instalaciones de disposición de residuos, considerando la mejor tecnología disponible, sin involucrar costos excesivos,
3. Asegurar la autosuficiencia en la disposición de los residuos,
4. Fomentar la prevención o reducción en la generación de residuos, y
5. Fomentar la recuperación de residuos por medio del reciclaje, la reutilización o recuperación, así como la utilización de los residuos como fuente de energía.

2.2. DEGRADACIÓN ANAEROBIA

La degradación anaerobia de la materia orgánica es un proceso muy complejo, todavía no esclarecido por completo, realizado por microorganismos anaerobios estrictos en ausencia de oxígeno, nitratos o sulfatos. La criticidad de las condiciones anaerobias es tal, que concentraciones de solo 0.01 mg/l de oxígeno disuelto en el medio inhiben completamente el proceso. A pesar de la dificultad de su estudio, el proceso de generación de gas a partir de la materia orgánica en condiciones anaerobias es conocido desde hace mucho tiempo (gas de los pantanos, tracto intestinal de los animales, pozos negros, etcétera).

TABLA 2.1. MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS DE ALIMENTOS (Arvanitoyannis y col., 2006)

No.	Tipo de residuo	Tratamiento	Parámetros	Método	Resultados	Referencias
1	Aguas residuales	Degradación anaerobia	Densidad, fluidización, velocidad, COT, TRH, SST, SSV, AGV	En fluidización de flujo descendente, las partículas con una densidad específica menor líquido que el líquido fluidizado, descienden en un flujo simultáneo.	85% de remoción de COT Bajos requerimientos de energía No necesita ningún dispositivo de sedimentación	García-Calderon y col., 1998
2	Aguas residuales	Ozonización	$C_A \cdot 10^4$, S_0 , S_f , X_s , $k \cdot 10^2$, k	Los experimentos de ozonización fueron realizados en un reactor de 1000 cm ³ con 6 diferentes condiciones.	2.59-4.56 mol/L $C_A \cdot 10^4$, 24.5-27.4 g/L S_0 , 20.1-24.7 g/L S_f , 15.3-26.5% X_s , 2.92-5.06/h/ $k \cdot 10^2$, 64-196 L/(mol/h) k	Benitez y col., 1999
3	Aguas residuales	Degradación anaerobia termofílica	DQO, producción específica de biogás, pH, sólidos totales, temperatura.	Una planta a gran escala de degradación anaerobia termofílica que usa aguas residuales	Producción de biogás 2.5 m ³ /m ³ reactor día Producción de metano 0.4 m ³ /kg DQO removido Conversión de sólidos orgánicos a CH ₄ del 70% y un 18% de contenido de CO ₂ en el biogás.	Vlissidis y Zouboulis, 1993
4	Aguas residuales	Ozonización	DQO, pH, sólidos totales, radiación UV, presión parcial del ozono, DBO ₅ .	Los experimentos de ozonización fueron realizados en una columna de vidrio de 1000 cm ³ con salidas para muestreo.	5-25% de remoción de DQO 16.8-51.4% de remoción de los componentes aromáticos totales	Benitez y col., 2003
5	Aguas residuales	Degradación aerobia	DQO, pH, sólidos totales, DBO ₅ , TRH.	Un sistema de lodos activados, que comprende un reactor de aireación y un clarificador.	31-85% de remoción de DQO	Benitez y col., 2003
6	Aguas residuales	Degradación anaerobia termofílica	DQO, VCO, SST, tasa de producción de biogás.	Biodegradación en un reactor de lecho de laboratorio con un medio poroso.	>82.5% de reducción de DQO con una carga de DQO de 32.3 kg DQO/m ³ /día.	Pérez y col., 2001
7	Aguas residuales	Reactor secuencial discontinuo	DQO (total), DBO 5, DQO (soluble), concentración de nitrógeno, concentración total de fósforo	Operación de un reactor secuencial discontinuo durante un ciclo (24 hrs)	93% DQO (total) 95% DQO (soluble) 97.5% DBO ₅	Torrigos y Moletta, 1997

CONTINUACIÓN DE LA TABLA 2.1. MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS DE ALIMENTOS (Arvanitoyannis y col., 2006)

No.	Tipo de residuo	Tratamiento	Parámetros	Método	Resultados	Referencias
8	Aguas residuales	Reactor secuencial discontinuo	DQO (total), SST	1-3 ciclos/día con contenido del efluente de 50-184 mg de DQO/L y 58-83 mg de SST/L	97% DQO	Houbron y col., 1998
9	Aguas residuales	Electrodialísis	Concentración de ácido tartárico, concentración de ácido málico.	Las aguas residuales fueron electro-dializadas a 60°C, enfriadas a 5°C por 48 horas y re-electro-dializadas con el fin de producir una precipitación secundaria.	El almacenamiento frío del precipitado primario y secundario eliminó 80% y 87% de ácido tartárico, y 15% y 14% de ácido málico, respectivamente.	Smagge y col., 1992
10	Aguas residuales	Ozonización	DQO, DQO (soluble), DBO ₅ , COT (soluble), pH, concentración de fenoles	Reactor de vidrio con 2 dm ³ de aguas residuales.	80% de reducción del contenido de fenoles 16% de disminución de la carga orgánica.	Santos y col., 2003
11	Aguas residuales	Ozonización Combinación: ozonización-radiación UV	Concentración de ácidos fenólicos (ácido cafeico, ácido p-coumárico, ácido siríngico, ácido vanílico).	Ozonización de aguas residuales en dos tiempos de reacción (20 y 40 min), con pH 7 y 20°C. Ozonización-radiación UV de aguas residuales en dos tiempos de reacción (20 y 40 min), con pH 7 y 20°C.	Conversión de ácido: Cafeico (76.3-93.1%) P-coumárico (69.4-98.9%) Siríngico (73.8-97%) Vanílico (69-97.4%) Cafeico (88.8-100%) P-coumárico (86.7-100%) Siríngico (84.3-100%) Vanílico (75.3-98.5%)	Benitez y col., 1997
12	Aguas residuales	Ozonización Sistema Integrado de lodos activados (SLA)-ozonización	DQO, pH, COT, NTK, UV ₂₅₄ , contenido de polifenoles.	Las aguas residuales fueron tratadas por ozonizaciones secuenciales continuas y semi-discontinuas. Combinación de un sistema de lodos activados (oxidación biológica) con ozonizaciones secuenciales continuas.	Remoción de: DQO 24% NTK 13% COT 17% UV ₂₅₄ 21% Remoción de DBO del 77.9-77.5% (SLA) y 6% (ozonización) Remoción de DQO del 45.5-46.9% (SLA).	Beltrán y col., 2001

CONTINUACIÓN DE LA TABLA 2.1. MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS DE ALIMENTOS (Arvanitoyannis y col., 2006)

No.	Tipo de residuo	Tratamiento	Parámetros	Método	Resultados	Referencias
13	Aguas residuales	Oxidación húmeda	Catalizadores homogéneos y heterogéneos, concentración de ácido p-coumárico, temperatura, presión parcial del oxígeno y COT.	Oxidación catalítica de ácido p-coumárico en un reactor de acero inoxidable a alta presión.	90-100% de destrucción de ácido p-coumárico (30 min) 50% de reducción de COT (5-10 min).	Mantzavinos y col., 1996a
14	Aguas residuales	Oxidación húmeda	Concentración de ácido p-coumárico, temperatura, presión parcial del oxígeno y COT.	Oxidación discontinua de ácido p-coumárico en un reactor de acero inoxidable a alta presión a temperaturas de 130-250°C y presiones de 3 a 7 MPa.	90% de destrucción de ácido p-coumárico después de 60 min y 20% de reducción de COT.	Mantzavinos y col., 1996b
15	Aguas residuales	Degradación anaerobia	Temperatura, pH, DQO, TRH, velocidad de flujo.	Un filtro híbrido anaerobio a escala de banco para la degradación anaerobia de aguas residuales.	Remoción de DQO de 0.65-0.90 con un corto TRH (2-3 días).	Berardino y col., 2001
16	Aguas residuales	Digestión aerobia Degradación anaerobia	DQO y concentración de componentes fenólicos.	Reactor discontinuo mezclado de 1200 ml, sumergido en un baño termostático. Experimentos por duplicado en unidades de degradación anaerobia de 1000 ml, agitados magnéticamente.	Remoción de DQO del 90% Remoción de componentes fenólicos totales del 66-79%. 100% de remoción del sustrato Producción de gas promedio de 199 ml CH ₄ /g de DQO degradado.	Benitez y col., 1999

DBO, demanda bioquímica de oxígeno (g/l)

DQO, demanda química de oxígeno (g/l)

TRH, tiempo de residencia hidráulica

VCO, velocidad de carga orgánica

NTK, nitrógeno total Kjeldahl (μg/l)

COT, carbón orgánico total (kg/m³)SST, sólidos suspendidos totales (kg/m³)AGV, ácidos grasos volátiles (kg/m³)SSV, sólidos suspendidos volátiles (kg/m³)

TABLA 2.2. VENTAJAS, DESVENTAJAS, TASA DE VELOCIDAD, COSTO, DURACIÓN Y EFECTIVIDAD DE LOS MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS (Arvanitoyannis y col., 2006)

No.	Tratamiento	Ventajas	Desventajas	Tasa de velocidad	Costo	Duración	Efectividad	Referencias
1	Degradación anaerobia	Bajo consumo de energía, bajos requerimientos de nutrientes, poca producción de lodos estabilizados, alta capacidad de degradación de sustratos concentrados, capacidad operativa en tiempos de residencia hidráulica cortos.	Es inestable bajo variaciones en las condiciones de operación, complejidad, alta variabilidad de la carga de entrada, comportamiento no lineal del proceso, falta de sensores apropiados para el monitoreo de las variables.	Bajo	Bajo	Continua	Alta	Aubrun y col., 2000; Berardino y col., 1997; Berardino y col., 2001; Bernard y col., 2001; Estaben y col., 1997; Genovesi y col., 1999; Mendez-Acosta y col., 2004
2	Incineración	Máxima reducción de volumen, bajos requerimientos de disposición, destrucción de agentes patógenos y compuestos tóxicos, la recuperación de energía, no hay producción de metano.	Emisión de micro y macro contaminantes, efluente líquido ocasional que puede ser tratado antes de ser vertido al drenaje.	Alta	Alto costo de inversión y de operación	Continuo y discontinuo	Alta	Leckner y Lyngfelt, 2002; Mariani y col., 1992
3	Ozonización	Sin subproductos para ser removidos, propiedades deseables en presencia de ozono como: potente oxidante, soluble en agua, fácilmente disponible y alta selectividad.	Proceso complejo.	Bajo régimen cinético	Alto	Continuo y discontinuo	Mediano a alto	Beltrán y col., 2001; Benitez y col., 1997; Santos y col., 2003
4	Reactor secuencial discontinuo	Menor costo que los métodos de tratamiento biológicos convencionales, fácil control de crecimiento filamentoso y problemas de sedimentación, menos requerimientos de equipo, mayor flexibilidad del operador, sin lavado de biomasa, malos asentamientos pueden ser reconocidos y corregidos, posible adición de carbón activado.	Nivel más alto de sofisticación (unidades de tiempo y controles) que los sistemas convencionales, potencial de descarga de lodos flotantes o liquidados durante la fase de decantación, la compensación del potencial necesario está en función de los procesos posteriores.	Baja	Bajo	Discontinuo	Alta	Houbron y col., 1998; Mace y Mata-Alvarez, 2002; Torrigos y Moletta, 1997

CONTINUACIÓN DE LA TABLA 2.2. VENTAJAS, DESVENTAJAS, TASA DE VELOCIDAD, COSTO, DURACIÓN Y EFECTIVIDAD DE LOS MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS (Arvanityannis y col., 2006)

No.	Tratamiento	Ventajas	Desventajas	Tasa de velocidad	Costo	Duración	Efectividad	Referencias
5	Fermentación en estado sólido	Condiciones favorables para el crecimiento de hongos, subproductos como fuente de alimento humano y microbiano, beneficios ecológicos, bajas posibilidades de contaminación por bacterias y levadura.	Sólo pueden usarse microorganismos que crecen a bajos niveles de humedad, la determinación de la biomasa es muy difícil, productos viscosos indeseables después de la fermentación de los sólidos, requiere grandes volúmenes de inóculo y la agitación es muy difícil.	Baja	Bajo	Continuo y discontinuo	Alta	Arapoglou y col., 2002; Bustos y col., 2004; Israilides y col., 1998; Moldes y col., 2003; Pérez y col., 2001; Sánchez, y col., 2002
6	Degradación anaerobia termofílica	Estabilidad, alta eficiencia, bajos requerimientos de nutrientes, producción eficiente de biogás, alto grado de purificación con una carga orgánica de alimentación alta.	Altos requerimientos de energía para el calentamiento.	Alta	Bajo costo de operación	Continuo	Alta	Pérez y col., 2001; Vlissidis y Zouboulis, 1993
7	Electrodialisis	Fácil desarrollo a escala industrial, no requiere componentes externos, proceso simultáneo de concentración y purificación.	Cantidad máxima de impurezas.	Media	Alto costo de operación	Continuo	Alta	Andres y col., 1997; Decloux y col., 2002; Smagge y col., 1992
8	Degradación aerobia	Flexibilidad, fácil operación, recuperación de fertilizantes básicos en los lodos sin producción de olores, como el humus, producto final biológicamente estable, económico, alta producción de biomasa.	Dificultad de operación de los lodos, incapacidad del sistema para tratar altas cargas de DBO y DQO.	Baja	Alto costo en términos de energía, bajo costo de inversión	Continuo y discontinuo	Alta	Benitez y col., 1999; Metcalf y Eddy, 1991

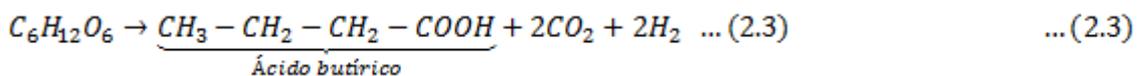
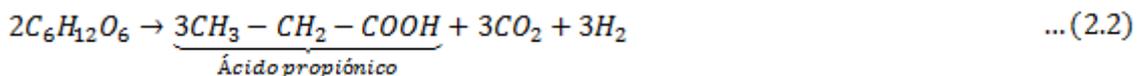
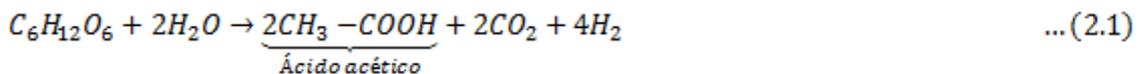
La degradación anaerobia de la materia orgánica ocurre en varias fases secuenciales, estando cada una de ellas realizada por un grupo de microorganismos. La necesidad de coexistencia de estos grupos de microorganismos, cada uno de ellos con distintas condiciones óptimas de crecimiento, implica la búsqueda de un compromiso en las condiciones del medio que sean compatibles con todos los grupos. A continuación se describen las cuatro fases principales:

Fase 1: hidrólisis

Esta fase está protagonizada por un gran número de grupos de microorganismos anaerobios o facultativos que producen y excretan al medio, enzimas hidrolíticas. Estas enzimas fraccionan los polisacáridos que forman la biomasa en unidades elementales (monómeros) de azúcares simples, ácidos grasos o aminoácidos. Esto se logra gracias a enzimas extracelulares (enzimas que operan fuera de la célula).

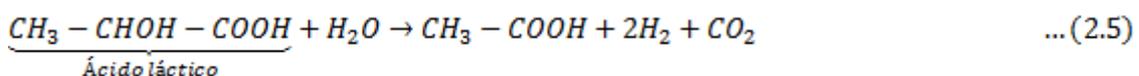
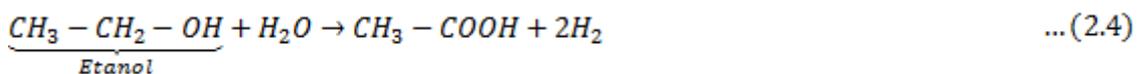
Fase 2: acidogénesis

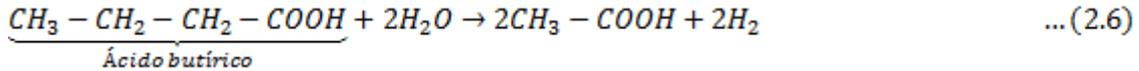
Los compuestos simples producidos por los microorganismos hidrolíticos pueden ser asimilados por ellos mismos o fermentados por otros microorganismos anaerobios estrictos. Este segundo grupo de microorganismos fermentadores produce una gran cantidad de ácidos orgánicos: láctico, acético, propiónico y butírico, entre otros. Este paso acidogénico va acompañado de la producción de gases tales como CO₂, H₂, pequeñas cantidades de NH₃ y trazas de SH₂. También se producen alcoholes y, en especial, glicerol. Este grupo de bacterias es de crecimiento rápido, con un tiempo mínimo de duplicación de unos 30 minutos. Partiendo de la glucosa, ocurrirían las siguientes reacciones:



Fase 3: acetogénesis

Se realiza por un grupo especial de bacterias denominadas acetogénicas que tienen un crecimiento muy lento, ya que tardan en duplicarse de 1.5 a 4 días. Metabolizan los alcoholes, el ácido láctico y los ácidos grasos volátiles de más de dos carbonos, dando como resultado la producción de ácido acético e hidrógeno, y en ocasiones también CO₂, según las siguientes reacciones:





Fase 4: metanogénesis

Como resultado de la acción de las bacterias acidogénicas y acetogénicas se produce una gran concentración de acetato, hidrógeno y CO₂ (en forma de bicarbonato) que son metabolizados por las bacterias metanogénicas, junto con el formato y el metanol, que también se habían formado en las fases anteriores, con la producción de metano como producto final. Las bacterias metanogénicas forman un reducido grupo de bacterias anaerobias estrictas, muy primitivas. Normalmente son mesófilas (35-40 °C), pero también las hay adaptadas a condiciones termófilas (45-70 °C) y psicrófilas (fondos de lagos y sedimentos marinos). Son autótrofas y utilizan el CO₂ como fuente de carbono y el H₂ como fuente de energía y poder reductor (electrones). Algunas, en lugar del H₂ son capaces de utilizar electrones procedentes de la oxidación del ácido fórmico, metanol y acetato. La gran mayoría de las bacterias metanogénicas identificadas pertenece a alguno de los siete géneros siguientes: *Methanobacterium*, *Methanobrevibacterium*, *Methanococcus*, *Methanomicrobium*, *Methanogenium*, *Methanospirillum* y *Methanosarcina*. Las principales reacciones metanogénicas globalizadas son las siguientes:



La reacción (2.7) es producida por bacterias hidrogenofílicas que generan alrededor del 25% del metano. Estas bacterias tienen un crecimiento bastante rápido, con un tiempo medio de duplicación de unas 6 horas. La reacción (2.8) se debe a bacterias acetoclásticas que generan alrededor del 75% del metano. Estas bacterias tienen un crecimiento más lento que las anteriores, con un tiempo de generación de 2 a 3 días. Las reacciones (2.9) y (2.10) se producen en muy pequeña proporción. Una digestión exitosa requiere un balance entre la producción y el consumo.

2.3. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS EN FUNCIÓN DEL SUSTRATO

La producción de biogás a partir de los componentes elementales de la materia orgánica puede establecerse de la siguiente forma según consideraciones teóricas.

Hidratos de carbono

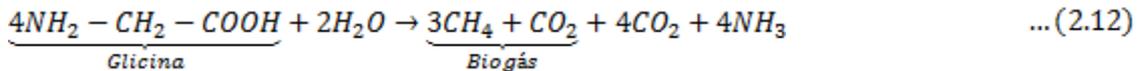
A partir de la glucosa que se produce en la hidrólisis de los hidratos de carbono se puede establecer el siguiente esquema de degradación:



El biogás se produciría a razón de 0.8 m³ por kg de glucosa y tendría una composición de sus componentes (CH₄:CO₂) de 1:1, con un poder calorífico de 4,250 kcal/m³ (teniendo en cuenta que el poder calorífico del metano es de 8,500 kcal/m³).

Proteínas

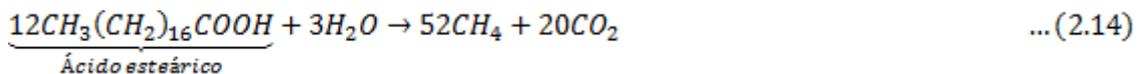
A partir de la glicina se puede establecer el siguiente esquema de degradación para los aminoácidos:



El biogás se produciría a razón de 0.7 m³ por kg de proteína y tendría una composición de sus componentes (CH₄:CO₂) de 3:1, con un poder calorífico de 6,375 kcal/m³ (teniendo en cuenta que el poder calorífico del metano es de 8,500 kcal/m³).

Lípidos

La hidrólisis de los aceites y grasas da como productos glicerina y ácidos grasos. Se pueden establecer las siguientes ecuaciones globales de degradación metanogénica:



El biogás se produciría a razón de 1.2 m³ por kg de grasa y tendría una composición de sus componentes (CH₄:CO₂) de 59:25, con un poder calorífico de 5,970 kcal/m³ (teniendo en cuenta que el poder calorífico del metano es de 8,500 kcal/m³).

Tomando como base la degradación de los hidratos de carbono (que son los más abundantes) a metano, se puede observar que de cada mol de glucosa (686 kcal) se producen 3 moles de metano (3 x 210 = 630 kcal). De donde se deduce que prácticamente el 90% de la energía contenida en la glucosa se conserva en el metano producido, o lo que es lo mismo, las bacterias metanogénicas obtienen muy poca energía de la degradación de la biomasa, lo que explica que tengan un crecimiento muy lento en comparación con las bacterias aerobias.

Teniendo en cuenta la heterogeneidad en la composición de la biomasa, se entiende que la cantidad de biogás que se puede producir a partir de un determinado tipo de biomasa y su composición (y, por lo tanto, su contenido energético) dependerá de su

composición química. Cuanto mayor sea su contenido en grasa y proteína, mayor será también su contenido proporcional en metano (Fernández, 2009).

2.4. TIPOS DE DEGRADACIÓN ANAEROBIA

La degradación anaerobia es uno de los procesos más antiguos usado para la estabilización de lodos. Involucra la descomposición de materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular. La mayoría de las aplicaciones han estado, y todavía permanecen, en la estabilización de lodos concentrados producidos en el tratamiento de aguas residuales y en el tratamiento de residuos industriales. Recientemente, ha sido demostrado que los residuos orgánicos disueltos pueden ser tratados anaeróbicamente (Metcalf y Eddy, 1991). Hoy en día, la mayoría de los residuos y efluentes orgánicos provenientes de la industria, actividades municipales o agrícolas son tratados efectivamente mediante degradación anaerobia (Naveau y col., 1979).

Ha sido demostrado experimentalmente que el proceso de degradación anaerobia se adapta particularmente a efluentes con altas concentraciones de carbono, tal como aquellos provenientes de destilerías de vino, debido a las características favorables de estos efluentes, como su contenido de sustancias orgánicas, temperatura relativamente alta y buena biodegradabilidad (Sixt y Sahm, 1987; Mata-Alvarez y col., 1992). De hecho, debido a esta última peculiaridad, su digestión no requiere ningún pre-tratamiento hidrolítico como los propuestos para residuos con componentes de hemicelulosa o lignocelulosa, la hidrólisis exocelular difícilmente será una etapa limitante del proceso (Converti y col., 1997; Bernardino y col., 1997). Este es un proceso biológico multietapas, en el cual, la materia orgánica es degradada a una mezcla de gases metano y dióxido de carbono. Por lo tanto, se reduce la demanda química de oxígeno (DQO) del influente y constituye una alternativa menos costosa desde el punto de vista energético, ya que el gas producido contiene metano, que eventualmente puede cubrir gran parte de las necesidades de energía (Moletta y col., 1986; Wheatley, 1990). Además, los residuos del digestor pueden ser usados en la agricultura como fertilizante secundario.

Varios investigadores han estudiado el proceso de degradación anaerobia en laboratorio o digestores a escala piloto (Metcalf y Eddy, 1991). Entre los diversos tipos de digestores reportados en la literatura para el tratamiento anaerobio de residuos en la industria del vino están: reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF), reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA), filtro anaerobio híbrido (FAH) y reactor anaerobio de flujo ascendente de lecho fijo.

El reactor de lecho fluidizado (LF) es un proceso de tratamiento de aguas residuales novedoso, diseñado por primera vez hace 20 años. Su llegada marcó un importante progreso en el proceso de biopelícula. Debido a su alta eficiencia, estabilidad y economía, el reactor de lecho fluidizado ha recibido atención considerable (Cooper y Atkinson, 1981). El interés en la tecnología de reactor anaerobio de lecho fluidizado ha crecido a la par de la recuperación de energía aprovechable con buena eficiencia en el proceso y estabilidad (Pérez y col., 2001). La tecnología de lecho fluidizado presenta una serie de ventajas comparada con el resto de los procesos anaerobios (Diez-

Blanco y col., 1995), como las altas tasas de carga orgánica y los tiempos de residencia hidráulica cortos. El reactor anaerobio de lecho fluidizado utiliza pequeñas partículas del medio fluidizado para inducir la inmovilización celular extensa, alcanzando así una alta fracción volumétrica de biomasa en el reactor y un largo tiempo de residencia media celular (Shieh y Hsu, 1996). En la Figura 2.1 se presenta un diagrama esquemático de un arreglo experimental.

Entre las alternativas de solución propuestas para la degradación anaerobia, el reactor de lecho fluidizado es sin duda el más atractivo pero, al mismo tiempo, todavía bastante complicado para aplicaciones industriales a gran escala. Una solución simple es proporcionada por el método anaerobio de filtro híbrido que ya ha sido usado exitosamente para la digestión de diversos residuos en presencia de gran variedad de sustratos (Solisio y col., 1987). Este reactor incorpora los principios de una unidad RALLFA y fija el filtro de lecho anaerobio. Simplemente relleno el reactor con el soporte inerte adecuado, la biomasa suspendida original en el reactor puede ser transformada en un filtro híbrido anaerobio, calentado o no, donde la masa digerida es mezclada por el movimiento convectivo del biogás producido y la biomasa es retenida en forma de flóculos asentados en la parte inferior o inmovilizados en el medio, para asegurar que el tiempo de retención de lodos sea mayor que el tiempo de residencia hidráulico (Berardino y col., 1997). En dicho estudio, se utilizó un filtro anaerobio híbrido (FAH) para las pruebas continuas de digestión. En la Figura 2.2 se muestra un diagrama del FAH.

El reactor anaerobio original fue transformado en un filtro híbrido a partir de un reactor de tanque agitado, funcionando a 25 °C. Contaba con dos puertos de muestreo para tomar muestras a diferentes alturas a lo largo de la columna. El reactor, con un diámetro exterior de 110 mm, una altura de 1.2 m y un volumen total de aproximadamente 101, fue hecho de tubos de PVC transparente y llenado parcialmente con un módulo de 20 cm de alto de tubos de PVC de 4.5 cm de longitud y 0.22 de diámetro interior. La temperatura en las columnas fue regulada en valores seleccionados recirculando agua caliente en las camisas externas. El reactor fue alimentado por medio de una bomba peristáltica regulada de acuerdo a la carga orgánica seleccionada para ser probada (Berardino y col., 2001).

A pesar de las ventajas de la degradación anaerobia, las unidades de tratamiento anaerobio son todavía muy raras a nivel industrial (Fripiat y col., 1984). Uno de los principales factores que contribuyeron a este fenómeno fue la falta de esquemas de control que garantizaran la operación satisfactoria y segura del proceso (Mendez-Acosta y col., 2004). Las variaciones en las variables de entrada, como la velocidad de flujo del influente y su composición, pueden resultar en la acumulación de compuestos intermedios de degradación seguido por una disminución en la eficiencia del proceso y (Tartakovsky y col., 2002). Además, el hecho de que los procesos biológicos, como la degradación anaerobia dependen de las actividades de organismos vivos lleva a una alta complejidad y con frecuencia se conoce muy poco sobre los fenómenos ocurridos en un bioproceso (Genovesi y col., 1999). Por lo tanto, se requiere un completo control de un reactor anaerobio para asegurar una operación estable.

FIGURA 2.1. DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UN ARREGLO EXPERIMENTAL (García-Calderón y col., 1998)

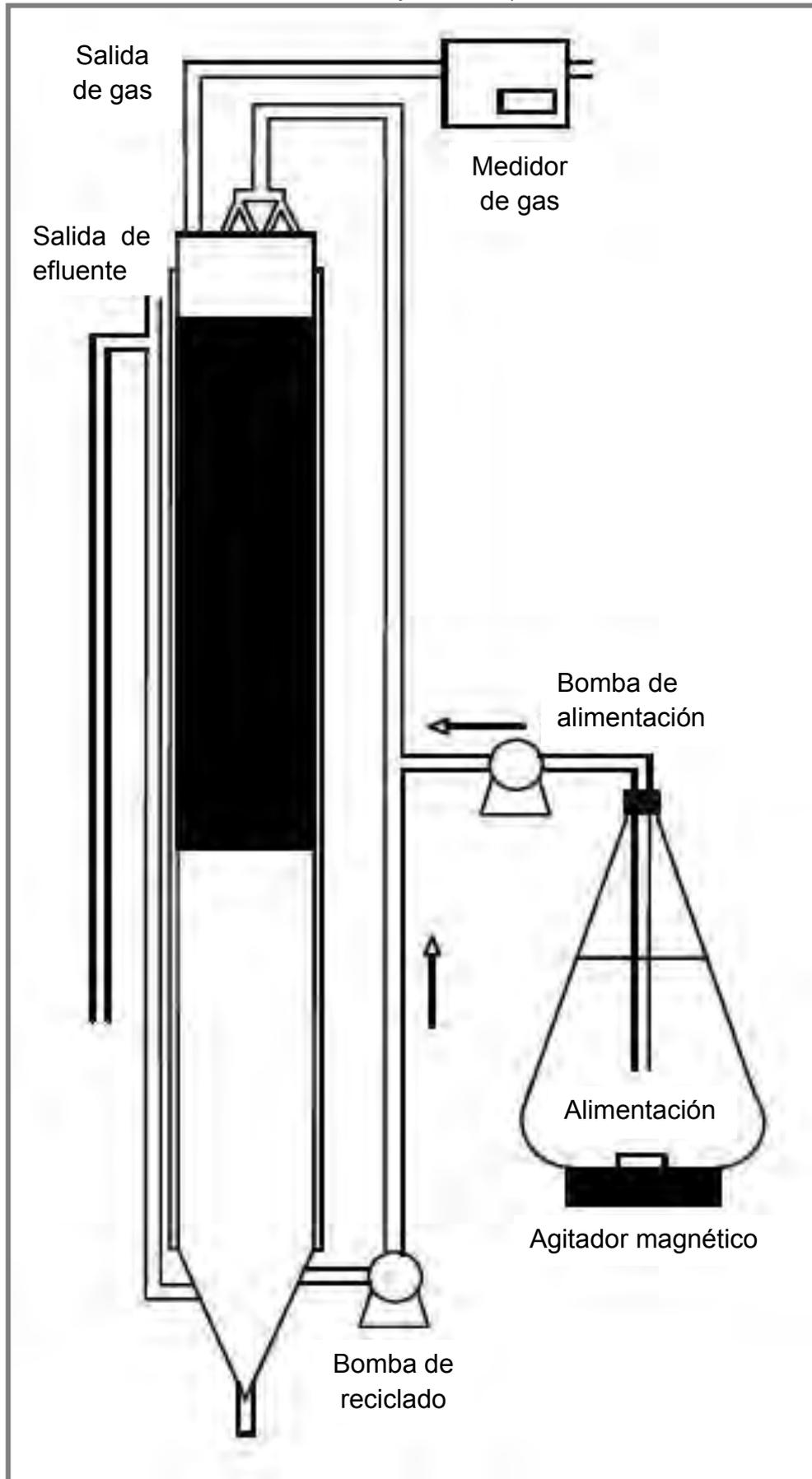
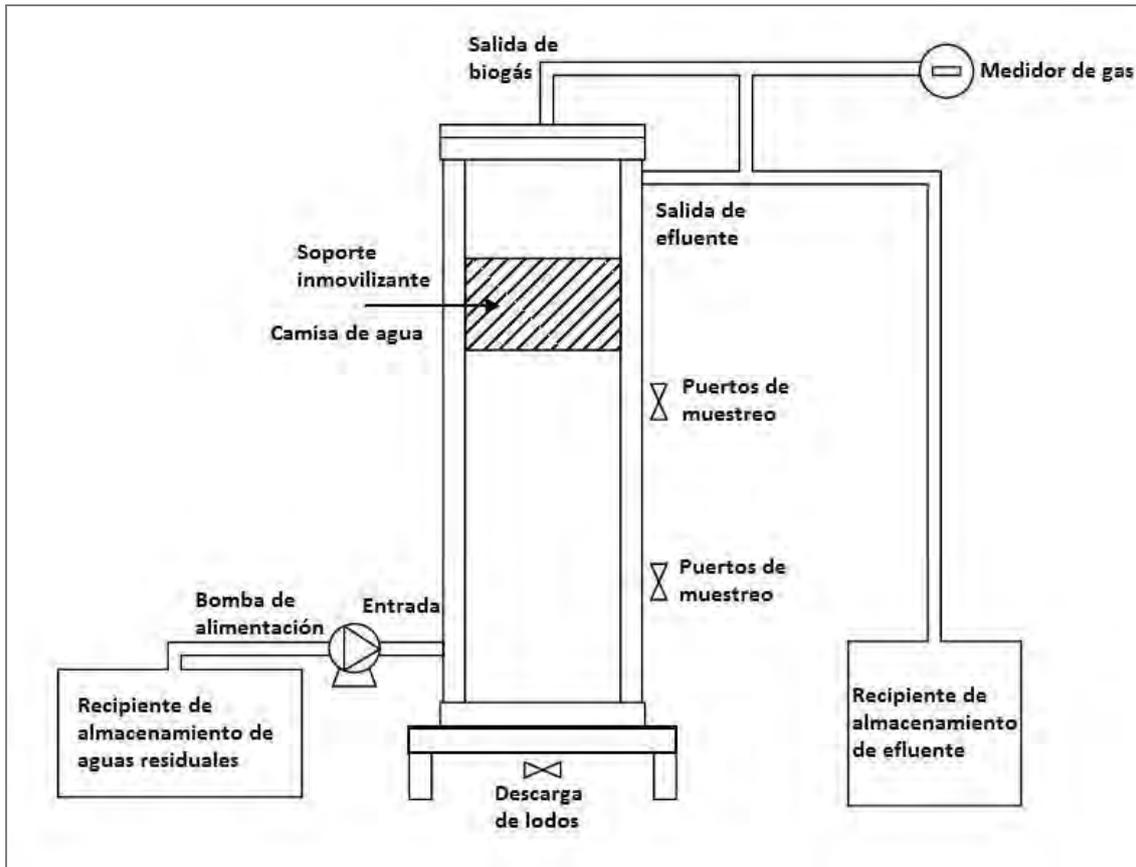


FIGURA 2.2. DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UN FILTRO ANAEROBIO HÍBRIDO (Berardino y col., 1997)



La mayoría de las plantas de degradación anaerobia pueden alcanzar una remoción de carbón orgánico total entre el 80 y el 90% y del 58%-65% de eficiencia de remoción de demanda química de oxígeno dependiendo de la carga aplicada. Además, la estabilidad del proceso puede mejorarse con la aplicación de un sistema basado en lógica difusa, el cual ofrece un control avanzado para mantener el desempeño de los sistemas de degradación anaerobia lo más cerca posible de las condiciones óptimas. En una planta de degradación anaerobia, hay dos tipos de procesos de digestión:

Digestión Mesofílica. Es el proceso más usado comúnmente para degradación anaerobia, en particular, en el tratamiento de lodos. El digestor es calentado hasta 30-35°C y la alimentación usualmente permanece en el digestor de 15 a 30 días. La digestión mesofílica tiende a ser más tolerante que el proceso termofílico, pero la producción de biogás es menor, se requieren tanques de digestión más grandes y desinfección, siempre que sea necesario, debería llevarse a cabo en una etapa aislada del proceso.

Digestión Termofílica. Es menos común y una tecnología menos desarrollada que la digestión mesofílica. El digestor es calentado a 55 °C y el tiempo de residencia es de 12 a 14 días. Los sistemas termofílicos tienen mayor producción de metano, rendimiento más rápido y mejor eliminación de virus y organismos patógenos, pero requiere tecnología más costosa, mayor energía de entrada y un alto grado de operación y monitoreo (Pearson y col., 1953; Lanting y col., 1989; Wohlt y col., 1990).

El reactor anaerobio de lecho fluidizado es usualmente empleado porque acopla la recuperación de energía utilizable con una alta eficiencia de proceso y estabilidad. El desempeño del proceso está definido por la capacidad de retención de biomasa del reactor, la biodegradabilidad y concentración del sustrato y la disponibilidad de flujo diario de aguas residuales. La capacidad de carga y la subsecuente tasa de producción de biogás, así como el campo de descontaminación de aguas residuales están dependen de la cantidad de biomasa activa disponible para crecimiento en la fracción biodegradable.

La degradación anaerobia termofílica proporciona una solución eficiente para el tratamiento de residuos de la industria del vino. Estos pueden alcanzar más del 82.5 % de remoción de DQO bajo las cargas aplicadas. Por otra parte, esto presenta varias ventajas como: estabilidad, alto grado de purificación con alimentación de carga orgánica alta, bajos requerimientos de nutrientes y producción eficiente de biogás con alto porcentaje de metano y poder calorífico que los que operan en el rango mesofílico (alrededor de 35 °C). Por otro lado, el tratamiento por degradación anaerobia termofílica presenta dos grandes desventajas que vale la pena mencionar: los altos requerimiento de energía para el calentamiento y que contiene grandes cantidades de sólidos disueltos y olores (Gallert y Winter, 1997).

2.5. DEGRADACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS URBANOS

El análisis de los residuos es uno de los pasos más importantes en el proceso de degradación anaerobia. El conocimiento de la composición general del material de entrada al sistema es esencial para el cálculo de la cantidad y la composición del biogás producido, así como la cantidad de energía contenida en el biogás.

La degradabilidad anaerobia depende en gran medida de la composición del material de entrada considerado. Es muy difícil estimar o medir el porcentaje de hidratos de carbono, lípidos, y proteínas en un sustrato heterogéneo, tales como los residuos de alimentos, debido a la naturaleza dinámica y sensible del proceso biológico de la composición de entrada. Hay varias técnicas disponibles para estimar la cantidad de biogás que figuran en un sustrato complejo, como residuos de alimentos, incluyendo el análisis final, la fórmula molecular (si se conoce), la simulación por ordenador, y una revisión bibliográfica de los rendimientos de biogás determinados experimentalmente (Curry y Pillay, 2011).

La fermentación anaerobia es un proceso importante usado para reciclar residuos sólidos orgánicos, lo que conduce a una reducción significativa del volumen de los residuos con la producción de biogás como un efecto secundario positivo. Para efectos de observación y control, se requiere una representación matemática del proceso. Sin embargo, la fermentación anaerobia es demasiado compleja para ser descrita en todos los detalles metabólicos, debido a la variedad de microorganismos responsables y el desconocimiento de la composición de los residuos y la variación en el tiempo. El nivel de complejidad de la descripción está limitado por la cantidad y calidad de los datos experimentales disponibles que pueden ser usados para la identificación del

modelo. En la práctica, la derivación de un modelo de proceso dinámico implica los siguientes pasos:

1. La selección de esquemas de reacción y estructuras cinéticas macroscópicas adecuados.
2. La estimación de un modelo de parámetros desconocidos de los datos experimentales mediante la minimización de un criterio de máxima probabilidad.
3. La estimación de las variaciones de medida desconocidas.
4. La estimación de la matriz de covarianza de los parámetros estimados.
5. La validación del modelo obtenido.

En un estudio realizado se trató de examinar un procedimiento para la selección y simplificación de la estructura del modelo. Esto se basó en el examen de varias reacciones macroscópicas y, en particular, en el número de tipos de biomasa que tienen que ser distinguidos, junto con las medidas excepcionales y globales disponibles. Se desarrolló un modelo simple para un proceso de tratamiento aeróbico de residuos, teniendo en cuenta sólo dos tipos de biomasa, los cuales se muestran como el número máximo de microorganismos distinguibles de los datos de medición disponibles. Aunque el modelo se restringe a un punto de vista muy microscópico del proceso de biodegradación, se puede garantizar la fiabilidad en este caso. Estimaciones para los parámetros se calcularon mediante la minimización de un criterio de máxima probabilidad, que dio lugar a curvas de predicción en concordancia con los datos de medición, a pesar de la incertidumbre en los parámetros estimados se mantuvo en un nivel relativamente alto. Sin embargo, en comparación con la calidad de las mediciones, el modelo desarrollado, junto con el conjunto determinado de parámetros, parece ser una base apropiada para su uso posterior en observadores de estado, lo cual es la aplicación prevista del modelo (Haag y col., 2003).

El modelado dinámico de la degradación anaerobia ha sido un tema de investigación activa durante las últimas tres décadas. Una amplia gama de modelos se han desarrollado para la degradación anaerobia se han desarrollado (Bernard y col., 2001). Masse y Droste (2000) y Graef y Andrews (1974) desarrollaron dos modelos dinámicos. La implementación de dichos modelos dio lugar a un sistema de diagnóstico basado en la lógica difusa para el control en línea de una planta de degradación anaerobia. Diagramas más específicos y detallados fueron reportados por Genovesi y col. (1999), Estaben y col. (1997), Bernard y col. (2001) y Méndez-Acosta y col. (2004), quienes diseñaron experimentos que abarcan una amplia gama de condiciones experimentales con el fin de desarrollar y validar los modelos propuestos. La aplicación de varios modelos dinámicos en la degradación anaerobia demostró ser eficaz en condiciones dinámicas y, en particular, durante las fases de estabilización.

La degradación anaerobia es ampliamente utilizada para el tratamiento de aguas residuales, especialmente en la industria alimenticia. Generalmente, después del tratamiento anaerobio, hay un post-tratamiento para que el agua tratada vuelva a la naturaleza. Varias tecnologías se aplican al tratamiento de aguas residuales de la industria del vino. Algunas tecnologías incluyen dos estrategias, por ejemplo, un lecho de lodo con filtro anaerobio como en el digestor híbrido. Con las aguas residuales de la industria del vino (como la vinaza de las destilerías), el campo de remoción de la

degradación anaerobia es muy alto, arriba del 90-95% de remoción de DQO. Las cargas orgánicas están entre 5 y 15 kgDQO/m³digestor*día. La producción de biogás está entre 400 y 600 L/kg de DQO removida con 60-70% de contenido de metano (Moletta, 2005).

El largo período que se requiere para la puesta en marcha de los reactores de lecho fluidizado de biopelícula es un serio obstáculo en el tratamiento anaerobio de aguas residuales industriales. Un estudio presentó los resultados de un bioreactor anaerobio de flujo inverso turbulento para el tratamiento de aguas residuales de una destilería durante 117 días de operación a escala de laboratorio. Las biopartículas pre-colonizadas para dicho trabajo, en particular, se obtuvieron a partir del procesamiento de las mismas aguas residuales en reactores similares con un periodo de puesta en marcha de 3 meses. El sistema alcanzó tasas de remoción de carbono entre 70 y 92%, con una carga orgánica de 30.6 kg/m³/día (demanda química de oxígeno) con un tiempo de residencia hidráulica de 11.1 h. Los resultados obtenidos muestran que el período de puesta en marcha de ese tipo de reactores puede reducirse usando biopartículas pre-colonizadas (Arnaiz y col., 2005).

Un método de optimización fue implementado en un modelo de degradación anaerobia para estimar sus parámetros cinéticos. Este método combina el uso de esquemas de estimación avanzados y poderosas técnicas de programación no lineal para producir estimaciones rápidas y precisas de los parámetros antes mencionados. Un observador asintótico se aplicó primero para proporcionar estimaciones de las variables no medidas (como la concentración de biomasa) y buenas estimaciones acerca de las condiciones iniciales del algoritmo de estimación de parámetros. Estos resultados fueron utilizados con una técnica de programación cuadrática sucesiva (PCS) para calcular los parámetros cinéticos y el rendimiento de los coeficientes del proceso de degradación anaerobia.

El modelo, siempre con los parámetros estimados, se puso a prueba con datos experimentales en un reactor piloto a escala de una planta de tratamiento de aguas residuales de una destilería. Se demostró que la PCS alcanza una estimación rápida y precisa de los parámetros cinéticos, a pesar del ruido en ciertos datos experimentales altamente dañados y variaciones en el tiempo. También se realizó un análisis estadístico para validar el método de estimación combinado. Finalmente, una comparación entre el método propuesto y la técnica tradicional Marquardt reveló que ambos presentan resultados similares, sin embargo, el tiempo de cálculo de la técnica tradicional es considerablemente más alta que el del método propuesto (Aceves-Lara y col., 2005).

2.6. DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS VEGETALES

La tecnología de degradación anaerobia puede ser competitiva con sistemas aerobios, especialmente en el tratamiento de aguas residuales industriales y residuos sólidos orgánicos con alta carga orgánica (Cavaleiro y col., 2001). Bouallagui y col. (2005) investigaron el potencial de la degradación anaerobia para recuperación de material y

producción de energía de residuos de frutas y vegetales (RFV) con un contenido del 8-18% de sólidos totales (ST), con un 86-92% de contenido de sólidos volátiles (SV). La fracción orgánica presenta cerca del 75% de materia fácilmente biodegradable (azúcares y hemicelulosa), 9% de celulosa y 5% de lignina. La degradación anaerobia de RFV fue estudiada bajo diferentes condiciones de operación usando diferentes tipos de bioreactores. Esto permite la conversión del 70-95% de materia orgánica a metano, con una velocidad de carga orgánica volumétrica de 1-6.8 g SV/L*día.

La mayor limitación de la degradación anaerobia de residuos de frutas y vegetales es que la rápida acidificación de estos residuos disminuye el pH en el reactor e incrementa la producción de ácidos grasos volátiles, los cuales esfuerzan e inhiben la actividad de las bacterias metanogénicas. Los sistemas continuos de dos fases resultan las tecnologías más eficientes para la degradación anaerobia de RFV. Su mayor ventaja reside en la memoria intermedia de la velocidad de carga orgánica que tiene lugar en la primera etapa, lo que permite una velocidad de alimentación más constante en la segunda etapa metanogénica. Usando un sistema de dos etapas que implica un reactor de licuefacción termófilo y un filtro anaerobio mesófilo, más del 95% de sólidos volátiles se convierten en metano a una velocidad de carga volumétrica de 5,65 g SV/L. El rendimiento promedio de la producción de metano fue de aproximadamente 420 L / kg de SV añadidos.

En la degradación anaerobia, la biomasa residual es convertida a biogás (por bacterias en ausencia de oxígeno) y composta. El biogás es principalmente una mezcla de CO₂ y CH₄. Parte del biogás es utilizado para calentar los digestores. El resto puede ser usado para generar electricidad y/o calor (por ejemplo, en un motor a gas) o, después de un tratamiento, ser inyectado a la red de gas natural. La degradación anaerobia de residuos orgánicos para producir energía en forma de biogás es la opción más probable de interés comercial, siempre y cuando la economía sea favorable. La cantidad de biogás producido está en función de la variación de materia prima de acuerdo a diversos factores, como la calidad de la materia orgánica y los parámetros ambientales. La intensidad de la actividad microbiana de la cual depende la producción de metano, está en función de la temperatura ambiente (Kettunen y Rintala, 1997).

Generalmente, la elección del rango de temperatura para la degradación anaerobia es estrictamente dependiente de las condiciones bioclimáticas. En Suecia, por ejemplo, está en curso la investigación para la posible degradación anaerobia en condiciones de baja temperatura. En Estados Unidos, la degradación anaerobia de lodos bajo condiciones termofílicas ha sido abandonada, a pesar de que está bien establecida en Europa, especialmente para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales (Ahring y col., 2002). En los países tropicales, como Túnez, donde la temperatura ambiente es superior a 25 ° C durante un período de más de 8 meses al año, la degradación anaerobia termofílica es fácilmente aplicable.

La degradación anaerobia tiene muchos beneficios ambientales, incluyendo la producción de energía renovable de apoyo, la posibilidad de reciclar nutrientes y la reducción del volumen de los residuos. Muchos tipos de residuos orgánicos han sido digeridos anaeróbicamente de manera exitosa, como los lodos de aguas residuales, residuos industriales, residuos de rastros municipales, residuos de frutas y vegetales,

estiércol y biomasa de la agricultura. Los residuos han sido tratados de manera separada y en co-digestión. Para el proceso de co-digestión es importante considerar los efectos de los diferentes influentes utilizados. Se puede alcanzar una mejor digestión y manejo del proceso diluyendo los residuos sólidos. Además, con el mezclado exitoso de diferentes residuos resulta una mejor digestión al aumentar el contenido de nutrientes y reducir los efectos negativos de los componentes tóxicos en el proceso de digestión.

Una investigación realizada por Mata-Álvarez y colaboradores (2000) demostró que el uso de la degradación anaerobia para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales puede reducir la emisión de dióxido de carbono. Además, a la luz de los acuerdos de reducción de emisiones del Protocolo de Kyoto, las consideraciones ambientales pueden ser de mayor importancia que las económicas. Los residuos de frutas y vegetales (RFV) fueron también evaluados como alimento de un digestor por algunos investigadores (Viswanath y col., 1992) con una producción de metano de 0.37 m³/kg SV. Sin embargo, se ha propuesto que el contenido de nitrógeno y fósforo en los RFV es bajo, lo cual es una razón para que sean usados en co-digestión con otros residuos, por ejemplo, estiércol de pollo (Lane y Peto, 1995).

La digestión de residuos de ganado y de ciertos residuos agrícolas ha resultado exitosa (Callaghan y col., 2002). Estudios preliminares han demostrado que, basados en la reducción de sólidos volátiles, la producción total de metano en co-digestión de residuos de ganado con residuos de frutas y vegetales y con estiércol de pollo fueron las combinaciones más prometedoras. Se utilizó como reactor anaerobio un tanque de mezcla completa a condiciones mesofílicas (35°C) para examinar el efecto de agregar RFV y estiércol de pollo a un sistema de digestión de residuos de ganado (Callaghan y col., 2002). El tiempo de residencia hidráulica se mantuvo en 21 días y la velocidad de carga en un rango de 3.19-5.01 kgSV/m³/día. Incrementando la proporción de RFV del 20% al 50% mejoró la producción de metano de 0.23 a 0.45 m³CH₄/kg SV y adicionalmente provocó la ligera disminución de la reducción de sólidos volátiles. El estiércol de pollo no resultó un buen sustrato. Conforme la cantidad de estiércol de pollo y la carga orgánica se fue incrementando, la reducción de SV fue disminuyendo al igual que la producción de metano. Esto parece ser causado por la inhibición de amoníaco.

Bouallagui y colaboradores (2004) compararon la eficiencia de la degradación anaerobia de RFV en condiciones termofílicas (55 °C) con procesos psicofílicos (menores a 20 °C) y mesofílicos (35 °C) en un digestor tubular a escala de laboratorio. El objetivo de este estudio fue examinar el efecto de la temperatura en la digestión de RFV para diversos tiempos de residencia hidráulica, concentraciones de alimentos y comparar el balance de energía en condiciones psicofílicas, mesofílicas y termofílicas. El tiempo de residencia hidráulica estuvo en un rango de 10 a 20 días y los RFV crudos fueron alimentados a régimen semi-continuo con diversas concentraciones de sólidos totales (4, 6, 8 y 10% en peso seco). La producción de biogás del digestor termofílico experimental fue en promedio más alta que en condiciones psicofílicas y mesofílicas por 144 y 41% respectivamente. La producción neta de energía en el digestor termofílico fue de 195.7 y 49.07 kJ por día más que para la digestión psicofílica y mesofílica respectivamente. La relación entre la producción diaria de biogás y la temperatura, indica que, para la misma cantidad de producción de biogás

el tamaño del digester termofílico puede reducirse comparado con los digestores psicrófilicos y mesofílicos.

El desempeño del proceso anaerobio depende mucho del tipo y composición del material a digerir. Los efectos en el proceso de digestión con diferentes tipos de residuos para co-digestión fueron evaluados en dos estudios a escala de laboratorio (Murto y col., 2004). En el primer estudio, los lodos de aguas residuales fueron co-digeridos con residuos de una industria procesadora de papas. La co-digestión dio como resultado un sistema de baja amortiguación y, cuando se aumentó la fracción de almidón contenido en los residuos, el resultado fue un proceso más sensible, con un proceso sobrecargado que ocurre a una velocidad de carga orgánica inferior. En la segunda investigación, el estiércol de cerdo, los residuos de rastro, residuos vegetales y diversos tipos de residuos industriales fueron digeridos. Esto dio lugar a un sistema altamente amortiguado, en el cual, el estiércol contribuyó a altas cantidades de amoníaco. Sin embargo, es importante tener en cuenta que el amoníaco podría ser tóxico para los microorganismos. Aunque la conversión de ácidos grasos volátiles fue incompleta, los procesos trabajaron bien con rendimientos elevados de gas, 0.8 – 1.0 m³/kg SV.

El desempeño del digester es altamente sensible a la calidad de los residuos vegetales, el rendimiento y cinética de la reacción biológica involucrada en la degradación anaerobia es fuertemente dependiente de la composición del residuo. El diseño del reactor también tiene un fuerte efecto en la eficiencia del digester. Como se describió anteriormente, la co-digestión es de considerable interés técnico, ya que permite el uso de las instalaciones existentes y aumenta en gran medida la producción de biogás y la energía producida en unidades de cogeneración. Una ventaja adicional del proceso es la obtención de un lodo valioso que puede utilizarse eventualmente como un suelo sujeto a menores tratamientos.

Gómez y colaboradores (2006) compararon la digestión de lodos primarios contra la co-digestión de estos mismos residuos junto con la fracción de frutas y vegetales de los residuos sólidos municipales (FFVRSM), evaluando la producción de gas, la influencia de las condiciones de mezclado y el desempeño del sistema bajo diferentes velocidades de carga orgánica. El proceso de degradación anaerobia fue evaluado bajo condiciones estáticas y diferentes condiciones de mezclado. Los mejores resultados fueron obtenidos en digestores con mezcla limitada. Los resultados para co-digestión de mezcla de lodos primarios y FFVRSM son mejores que aquellos obtenidos de la digestión de lodos primarios por sí solos. La producción de biogás para la co-digestión es mucho mayor gracias al contenido de sólidos volátiles superior de esta materia prima. Sin embargo, el rendimiento del biogás y la producción de gas específico para los dos procesos de digestión son similares. El proceso de co-digestión también se evaluó a diferentes velocidades de carga orgánica en condiciones de mezclado bajas, con un rendimiento estable de ser obtenido incluso cuando se sobrecargan los sistemas.

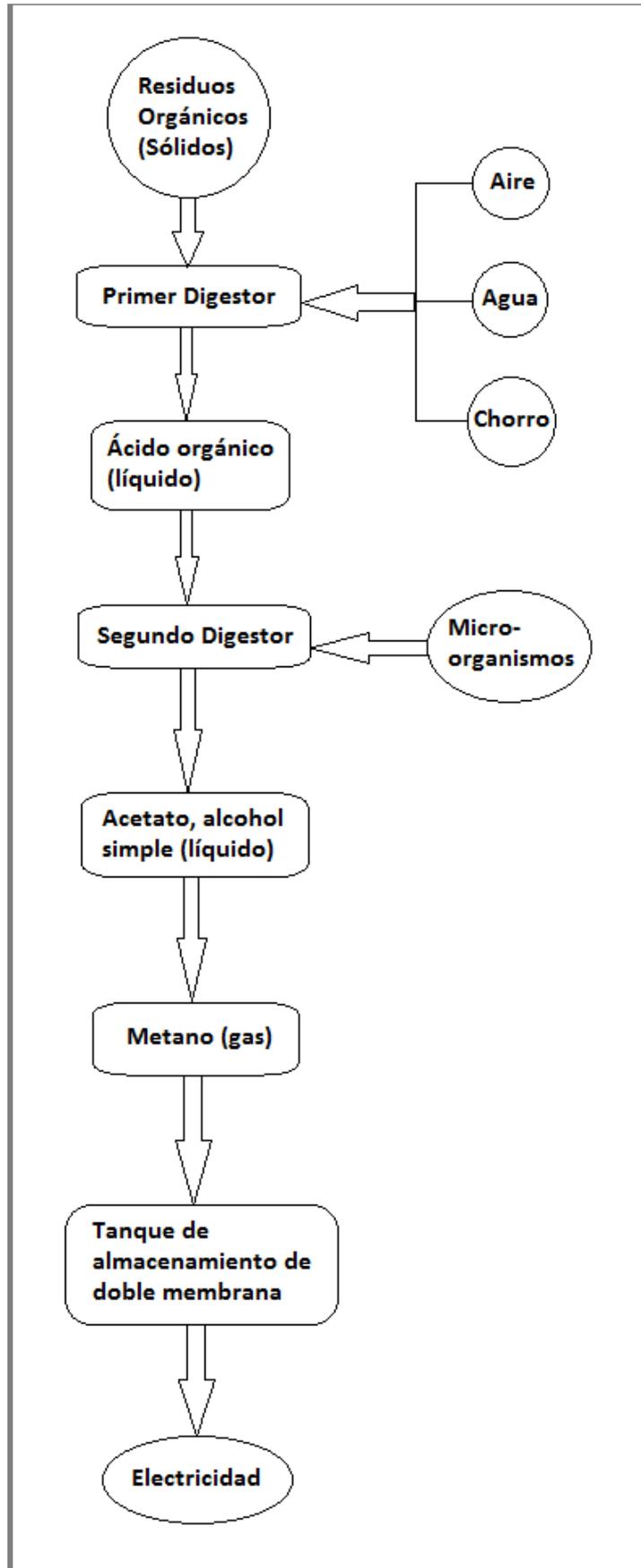
La degradación anaerobia puede llevarse a cabo utilizando tres sistemas diferentes: primero, los sistemas de proceso por lotes con la ventaja de diseño simple y de control de proceso, robustez hacia contaminantes gruesos y pesados y bajos costos de inversión. Aplicación de una tecnología de reactor discontinuo secuencial (RDS) en el

tratamiento anaerobio de RFV es otro sistema de interés debido a su flexibilidad operacional inherente, que se caracteriza por un alto grado de flexibilidad del proceso en términos de tiempo de ciclo y la secuencia, no se requieren clarificadores separados ni retención de altas concentraciones de bacterias anaerobias de crecimiento lento dentro del reactor (Dague y col., 1992).

Cerca del 90% de las plantas a gran escala actualmente usadas en Europa para la degradación anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y residuos biológicos usan sistemas continuos de una etapa (Lissens y col., 2001). Sin embargo, una cantidad considerable de literatura apareció considerando el tratamiento de los residuos en dos fases: primero, una fase de formación ácida seguida por una fase metanogénica (Sachs y col., 2003). Una posible razón de esta discrepancia es que los sistemas de dos o más etapas ofrecen más posibilidades para el investigador de controlar e investigar los pasos intermedios del proceso de digestión. Los industriales, por otro lado, prefieren sistemas de una etapa debido a sus diseños más simples y más bajos costos de inversión. La degradación anaerobia de dos fases implica una configuración del proceso con reactores separados, para la acidificación y la metanogénesis, conectados en serie, lo que permite la optimización de ambos procesos.

Los post-tratamientos son necesarios si los efluentes anaerobios requieren ser descargados en aguas superficiales, ya que la degradación anaerobia por sí sola no es capaz de producir efluentes que satisfagan las normas de descarga aplicadas en la mayoría de los países industrializados, en particular para DQO y nitrógeno. La tecnología de reactor discontinuo secuencial (RDS) puede ser utilizada con éxito para la remoción de carbono y nitrógeno con procesos aerobios. La degradación anaerobia de residuos orgánicos se muestra en la Figura 2.3.

FIGURA 2.3. DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS ORGÁNICOS (Arvanitoyannis y col., 2006)



2.7. REACTORES ANAEROBIOS

La primera planta de degradación anaerobia construida para convertir residuos en energía fue construida en 1859 en una colonia de lepra en Bombay, India. Aunque las referencias al proceso de producción de un gas combustible a partir de la putrefacción de los materiales orgánicos se observó y se aprovechó desde siglos anteriores. Desde el comienzo del siglo 20, se ha convertido en un proceso muy utilizado y se pueden encontrar plantas en pequeñas granjas de África, pueblos de la India, las redes integradas de granjas en Alemania y Dinamarca, e instalaciones agrícolas en los EE.UU.

En los últimos años, la tecnología de degradación anaerobia ha experimentado un rápido crecimiento. Las plantas de biogás en todo el mundo han crecido del 20 al 30 % cada año con los mercados más experimentados y bien desarrollados de Alemania, Dinamarca y Austria (Aragundy y Kottner, 2008). A partir de 2007, Alemania tiene 3,700 plantas de biogás en funcionamiento (Aragundy y Kottner, 2008), Dinamarca tiene 20 plantas centralizadas y 35 plantas a escala de granja en funcionamiento (Raven y Gregersen, 2007), y Austria, tiene 323 plantas con una capacidad eléctrica de 81 MW (Hopfner-Sixt y Amon, 2007).

En otras partes del mundo, la tecnología de degradación anaerobia también florece como una solución de conversión de residuos en energía, pero en menor escala y de manera descentralizada. En 2007, China tenía un estimado de 18 millones de digestores y en la India, en la actualidad, hay más de 5 millones de plantas de biogás en pequeña escala en operación. Los volúmenes de los digestores varían de 2 m³ a 20m³ y son generalmente alimentados con residuos domésticos y agrícolas. El biogás se utiliza principalmente para fines de iluminación y cocción de alimentos (Aragundy y Kottner, 2008).

A pesar de todos estos avances, la degradación anaerobia aún debe hacer una gran migración hacia el ámbito urbano. Históricamente, la disposición en rellenos sanitarios o tiraderos a cielo abierto ha sido la opción más económica para el desarrollo urbano, pero conforme los rellenos sanitarios continúan funcionando en espacios inadecuados y se mueven más lejos de las ciudades, el costo seguirá aumentando, tanto monetariamente, como ambientalmente. Si los residuos orgánicos producidos en las ciudades fueran separados desde el origen de los materiales reciclables y digeridos in-situ en reactores anaerobios de pequeña escala, se podría proporcionar una solución fundamental a los problemas de basura, y al mismo tiempo, reducir los requerimientos de energía externa y las emisiones de gases de efecto invernadero.

2.8. PARÁMETROS DE CONTROL EN EL PROCESO ANAEROBIO

2.8.1. DISEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO

A la hora de diseñar un reactor anaerobio habrá que tener en cuenta lo siguiente:

Parámetros de diseño:

- Sistema de operación.
- Sistema de carga (separación de gruesos).
- Sistema de descarga (sifón, vertido o bombeo).
- Sistema de agitación (mecánico, circulación del líquido, circulación del biogás).
- Sistema de calefacción (interior o intercambiador de calor exterior).
- Aislamiento térmico.
- Forma. Relación diámetro/altura.
- Volumen necesario según la carga diaria y el tiempo de retención.

Instalaciones complementarias:

- Depósito de almacenamiento previo.
- Caldera o unidad de calefacción.
- Gasómetro.
- Unidad depuradora del biogás.
- Unidad de tratamiento de lodos y efluentes.
- Unidad de compresión del biogás (una compresión de 200-350 kg/cm² representa un costo energético del 20% de la energía acumulada).

2.8.2. PARÁMETROS DE LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA

A continuación se anotan los parámetros para la operación de un reactor anaerobio.

Características del influente:

- Concentración en sólidos (en %).
 - Sólidos Totales (ST), que se determinan por secado en estufa a 105 °C.
 - Sólidos Fijos (SF), que se determinan por calcinación a 550 °C durante 1 hora.
 - Sólidos Volátiles (SV), que se obtienen por la fórmula $SV = ST - SF$.
 - SV_B, Sólidos Volátiles Biodegradables.
 - SV_{NB}, Sólidos Volátiles No Biodegradables.
- Demanda Química de Oxígeno (DQO), expresada en g/l o en mg/l.
- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), normalmente medida a 20 °C y al cabo de 5 días (DBO₅).
- Contenido en nitrógeno total, amonio y nitratos.
- pH y conductividad.

- Relación carbono/nitrógeno.
- Alcalinidad o poder neutralizante de ácidos (presencia de CO_3^{2-} , CO_3H^- , OH^- , y sales). Se expresa en términos de CaCO_3 equivalente.
- Inhibidores, tales como antibióticos o metales pesados (Co, Ni, Cr, Zn, Pb) que por encima de 1 mg/l, suelen ser tóxicos.

Temperatura de digestión. De zona mesofílica ($35\text{-}40\text{ }^\circ\text{C} \pm 2.8\text{ }^\circ\text{C}$) y zona termofílica ($55\text{-}60\text{ }^\circ\text{C} \pm 0.3\text{ }^\circ\text{C}$).

Alcalinidad. Concentración de HCO_3^- de 2.5 a 5 g/L.

Potencial redox. Debe ser lo más reductor posible. Se deben eliminar las sustancias oxidantes tales como nitratos o nitritos y sobre todo el oxígeno. Para garantizar la estanqueidad se debe trabajar en ligera depresión (Fernández, 2009).

Factores nutricionales:

- Nitrógeno. El amonio inhibe por encima de los 2-3 g/L, el nitrato por encima de los 0.15 g/L.
- La relación C/N, que debe estar entre 25 y 35.
- Azufre. El SH_2 inhibe entre 0.07 y 02 g/L y el SO_4^{2-} inhibe a altas concentraciones (alrededor de 4 g/L).

2.9. PARÁMETROS A APLICAR PARA ELEVAR LA EFICIENCIA DE OPERACIÓN EN SISTEMAS ANAEROBIOS

Para alcanzar altos niveles de estabilización, ciertos requerimientos físicos y químicos de los microorganismos formadores deben reunirse y pueden resumirse en la Tabla 2.3. Posteriormente se describe cada uno de los factores.

TABLA 2.3. FACTORES EN LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA (WPCF y col., 1987)

Factores físicos	Factores químicos
Temperatura	pH
Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)	Alcalinidad
Tiempo de retención de sólidos	Ácidos volátiles
Carga de sólidos	Nutrientes
Mezclado	Oligoelementos
Concentración de sólidos	Componentes tóxicos
Tipo de lodo	
Carga de sólidos volátiles	

2.9.1. FACTORES FÍSICOS

a) RELACIÓN DE CARGA DE SÓLIDOS

El tiempo de retención de sólidos, el tiempo de retención hidráulica, el volumen y la concentración de sólidos determina la relación de carga de sólidos del digestor. Estos factores determinan la cantidad de influente que los microorganismos deben estabilizar y el tiempo en que lo harán. La velocidad de crecimiento y estabilización de los microorganismos son los factores principales que determinan la carga máxima posible para una operación estable (WPCF y col., 1987).

b) MEZCLADO

El mezclado cumple dos funciones básicas. Primero, permite transportar los sólidos del influente a la pared celular de los microorganismos donde la comida puede entrar a la célula y transferir nutrientes y oligoelementos a la pared celular. Segundo, el mezclado remueve productos de desecho de la célula (de los cuales, el metano es el más importante a la solución en el digestor). Un mezclado correcto incrementa la velocidad de digestión, permitiendo al alimento y a los nutrientes alcanzar las células y remover los desechos de las mismas.

Este factor debe ser ajustado por el operador para controlar el crecimiento de los microorganismos y la estabilización total en el digestor (WPCF y col., 1987).

c) TEMPERATURA

Los microorganismos son sensibles a la temperatura, crecen más fácilmente a altas temperaturas. Un crecimiento rápido permite que más lodos sean retirados, mientras se mantenga un adecuado suministro de microorganismos en el digestor para una operación estable. Los microorganismos procesan el influente más rápidamente a altas temperaturas, y en general, el influente puede ser tratado más profundamente a altas temperaturas.

Existe una compensación entre una alta temperatura, una digestión rápida y la cantidad de metano que se puede producir si se alcanzan ciertas temperaturas. La degradación anaerobia usualmente ocurre en el rango mesofílico (35°C). La operación en el rango termofílico (58°C) es posible, pero menos común. Se sugiere que 20°C es el límite práctico más bajo para la descomposición de la lignina, y en consecuencia, la temperatura más baja para la degradación anaerobia (O'Rourke, 1968).

Es importante que la temperatura se mantenga constante. Cada bacteria específica formadora de metano tiene una temperatura óptima de crecimiento. Por ejemplo, la temperatura mesofílica es óptima para un gran número de bacterias formadoras de metano. Para otro grupo de microorganismos, la temperatura óptima es en el rango termófilo. Si la temperatura fluctúa, ningún grupo de formadores de metano puede alcanzar una población estable. Una población pequeña de microorganismos, significa una reducción de la estabilidad, y por lo tanto, de la formación de metano.

2.9.2. FACTORES QUÍMICOS

El proceso anaerobio es naturalmente un proceso bioquímico y se requiere un ambiente químico apropiado para que los microorganismos actúen adecuadamente.

a) ALCALINIDAD, ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES Y PH

Para proveer un ambiente saludable para los microorganismos formadores de metano, el pH debe estar en un rango de 6 a 8. Si el pH se encuentra debajo de 6, los ácidos volátiles no ionizados se vuelven tóxicos para los microorganismos formadores de metano. Mientras que por arriba de 8, el amoníaco acuoso (disuelto) es el que se vuelve tóxico para los microorganismos formadores de metano. Estos valores clave de pH reflejan el valor de las constantes de ionización para el amoníaco y el ácido acético.

Las especies no ionizadas son mucho más tóxicas para los formadores de metano que las especies ionizadas de ácidos volátiles y amoníaco no ionizado. La molécula no ionizada pasa a través de la membrana celular más fácilmente (Neal, 1965). La concentración no ionizada de ácidos volátiles y amoníaco son función del pH y de la concentración total de ácidos volátiles o de la concentración total de amoníaco. Cuando la concentración total de ácidos o amoníaco no puede ser cambiada, modificando el pH y por lo tanto, cambiando la concentración no ionizada, puede ser una forma útil de prevenir la toxicidad.

Los ácidos volátiles son intermediarios necesarios para la estabilización de lodos. Balanceando la producción y el consumo de ácidos volátiles, la concentración total de ácidos volátiles puede permanecer en un rango seguro. Una concentración alta de ácidos volátiles es posible si la capacidad de neutralización, tal como la alcalinidad, existe para mantener el pH.

b) NUTRIENTES Y OLIGOELEMENTOS

Los mayores nutrientes requeridos para la degradación anaerobia son: fósforo y nitrógeno. Estos elementos son construidos en bloques para las células de los microorganismos responsables de la estabilización de lodos. La cantidad requerida de cada nutriente es directamente proporcional a la cantidad de microorganismos. Una célula promedio contiene aproximadamente 12.5% de nitrógeno y 2% de fósforo (Metcalf y Eddy, 1991). El nitrógeno requerido para la estabilización del sustrato es aproximadamente 11%, mientras que de fósforo, es solo del 2% de microorganismos en crecimiento (McCarty, 1964). Estos valores varían dependiendo de la composición del sustrato.

Iones de sulfato, sodio, potasio, calcio, magnesio y cloro son también necesarios para una adecuada digestión. Muchos organismos requieren trazas de hierro, cobre, manganeso, zinc, molibdeno y vanadio para su crecimiento celular. Estos metales forman precipitados de baja solubilidad con sulfatos en complejas reacciones químicas (McCarty, 1964; Snoeyink y Jenkins, 1980). Diferente a la degradación aerobia, la

degradación anaerobia tiene una tasa baja de crecimiento de microorganismos y bajos requerimientos de nutrientes. Las aguas residuales municipales usualmente contienen nitrógeno y fósforo en cantidades suficientes para la degradación.

c) TOXICIDAD

Los microorganismos deben estar libres de componentes tóxicos para que se lleve a cabo una adecuada degradación. Los tipos más comunes de toxicidad son: componentes orgánicos, metales pesados, amoníaco, sulfuro y sal.

2.10. CONSIDERACIONES DE SEGURIDAD

En cualquier proceso existen algunos problemas de seguridad especiales y altamente reconocidos. El principal peligro asociado con un digestor es el gas producido, compuesto por metano y dióxido de carbono. Dicho gas es a la vez explosivo y asfixiante. El supervisor encargado es responsable de la seguridad de la planta y debe establecer sus propios procedimientos de seguridad, teniendo en cuenta los riesgos inherentes a su planta. Tres elementos clave de seguridad en las instalaciones de reactores anaerobios son: proveer una ventilación adecuada, mantener una instalación a prueba de explosión, y realizar inspecciones frecuentes y mantenimiento preventivo en todos los sistemas de seguridad y dispositivos de control del reactor anaerobio.

El biogás producido en el reactor anaerobio está compuesto principalmente de metano (65-70%) y dióxido de carbono (25-30%) con trazas de nitrógeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno y oxígeno. En particular, el metano es explosivo e inflamable, y produce efectos físicos como privar a los tejidos de oxígeno y no es compatible con la vida. Además, el metano es más ligero que el aire y usualmente puede ser atrapado en lugares altos. El dióxido de carbono, por otro lado, es más pesado que el aire y se encuentra en lugares bajos. Ambos desplazan el aire, lo cual puede causar asfixia debido a la falta de oxígeno. Estos gases son incoloros e inodoros. Un digestor debe estar equipado para monitorear combustibles y la ausencia de oxígeno.

Debido a la posibilidad de mezclas explosivas gas / aire existentes en las instalaciones de biogás, se deben tomar medidas para impedir la ignición de una atmósfera explosiva peligrosa. Las áreas explosivas tienen espacios tri-dimensionales que se dividen en zonas de acuerdo a la probabilidad de que se desarrolle una atmósfera explosiva peligrosa por el porcentaje de gas presente como se muestra en la Tabla 2.4.

TABLA 2.4. PORCENTAJES DE GAS PRESENTE EN EL AIRE PARA QUE SE PRODUZCA UNA EXPLOSIÓN (Curry y Pillay, 2011)

Biogás	Gas Natural	Propano	Metano	Hidrógeno
--------	-------------	---------	--------	-----------

Volumen de explosión %	6 a 12	4.4 a 15	1.7 a 10.9	4.4 a 16.5	4 a 7
-------------------------------	--------	----------	------------	------------	-------

Estas zonas se pueden desglosar de la siguiente manera:

Zona 0: Atmósfera explosiva que es continua, a largo plazo, o con frecuencia.

Zona 1: Atmósfera explosiva que es ocasional.

Zona 2: Atmósfera explosiva que es poco probable ya corto plazo.

Para la zona 1, la distancia de 1 m es válida para "la libre ventilación", mientras que una distancia de 4,5 m tiene que ser respetada en espacios cerrados. Para la zona 2, debe ser respetada una distancia de 1-3 m y las habitaciones pueden hacerse "a prueba de humo" con: ladrillo a cara descubierta, yeso, muros o paredes de hormigón con revestimiento con placas cementadas no combustibles, o paredes metálicas. No existe una zona alrededor de las instalaciones "técnicamente cerrada de forma permanente" (Aragundy y Kottner, 2008).

Para que ocurra una explosión o incendio, cierta cantidad de oxígeno debe ser mezclado con el gas combustible. Por lo tanto, evite mezclar el biogás con el aire, particularmente en los volúmenes indicados en la Tabla 2.4. Se deben mantener presiones positivas en todos los sistemas de almacenamiento de gas, e instruir a todo el personal directamente involucrado en la operación del digestor y en el funcionamiento de los mecanismos del sistema. El drenado del digestor por debajo del rango de operación de la cubierta flotante puede introducir accidentalmente aire en el digestor.

Las fugas de gas a partir del sistema de recolección/almacenamiento producen peligros similares a los previamente definidos ya que pueden dar lugar a una atmósfera conductiva de incendio o explosión, o ambos. Las fugas de gas se detectan más fácilmente con ayuda de un detector de gas. Compruebe periódicamente la línea principal de gas y accesorios con un detector de gas portátil. Por encima de todo, no debe haber cigarrillos encendidos, chispas o llamas abiertas en las áreas donde pueda haber fugas de gas o lodos digeridos. Además, las instalaciones eléctricas deben estar en buen estado y a prueba de explosiones. La instalación ya no es a prueba de explosiones si incluso un elemento, como un interruptor, no se ha instalado correctamente.

La precaución más importante que se debe tomar contra la acumulación de biogás, es mantener una ventilación adecuada. La ventilación también proporciona un medio para la eliminación de monóxido de carbono, hidrocarburos no quemados, posiblemente producidos en calderas, motores de gas, u otro equipo accionado por biogás o gas natural. Estos equipos deben estar suficientemente extendidos, ubicados y diseñados para evitar cortocircuitos de los gases de escape a través del sistema de ventilación.

El equipo de seguridad asociado con el sistema de biogás requiere de una inspección regular o periódica y mantenimiento, incluyendo, retardadores de flama, válvulas de seguridad, válvulas reguladoras de presión, válvulas de control automático, válvulas de piloto automático, quemadores de gas y sus controles, compresores de gas y sus controles, y las trampas de gas condensado. El retardador de flama protege contra el

retroceso de los quemadores o motores de gas. Deben ser revisados y limpiados de forma programada para evitar posibles bloqueos (WPCF, 1983).

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

3.1. ESTUDIO DE CASO

Este trabajo es el resultado de una investigación experimental extensiva y un arduo trabajo de campo, desarrollados con el fin de diagnosticar las condiciones iniciales y de operación de un prototipo de degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos en Ciudad Universitaria. Así mismo, poder analizar las características del sistema. Para ello, se efectuó una investigación documental que permitió establecer los antecedentes y fundamentos esenciales para contextualizar el prototipo utilizado en el desarrollo experimental e integrar las bases que permitan analizar los resultados obtenidos.

Además, el trabajo experimental efectuado permitió obtener un conocimiento más amplio del fenómeno, estudiándolo desde diversos ángulos y sometiendo a discusión los resultados obtenidos para establecer las conclusiones y recomendaciones necesarias que, en un futuro, ayudarán a tomar decisiones objetivas y viables para la mejora del proceso.

Para poder llevar a cabo la operación del reactor anaerobio fue necesario estudiar, observar y analizar todos los equipos del sistema y, en algunos casos, hacer adecuaciones, mejoras y correcciones para poder llevar a cabo un adecuado funcionamiento del sistema. En las secciones siguientes se hará una descripción detallada de los equipos, el prototipo en general, los resultados antecedentes y los parámetros de control necesarios en la operación.

3.1.1. PROTOTIPO

Para el desarrollo experimental se utilizó un prototipo diseñado previamente por el M.I. Sergio Juárez Hernández, construido en la parte posterior del restaurante *Cibarium*, que se ubica muy cerca del Circuito Escolar (entre la Alberca Olímpica y la Torre de Ingeniería) de Ciudad Universitaria, campus central de la UNAM. Los residuos que se obtienen resultan de la preparación de los alimentos, así como de los sobrantes que dejan los comensales y aunque son clasificados desde su generación, ésta separación no es del todo eficaz. Durante la etapa de instalación y estudio de generación efectuados con anterioridad se fueron llenando cada uno de los reactores, dejando el volumen necesario para la inoculación, la producción de biogás y la alimentación del influente.

A continuación se describen los elementos que conforman la planta prototipo, con el fin de conocer las condiciones de operación. Para la preparación del sustrato se cuenta con un *triturador* doméstico de residuos orgánicos como se aprecia en la Figura 3.1 marca InSinkErator® (modelo 200-4) de 1HP, cuya capacidad de cámara de molienda es de 1.1 kg (40oz) y funciona con un motor monofásico de 1200 Watts. Los elementos y la cámara de molienda son de acero inoxidable y su peso es de 11 kilogramos aproximadamente. Una vez triturados, los residuos pasan a un *tanque receptor* (ver Figura 3.2) con capacidad de 100 litros, en donde se mezclan hasta obtener un influente homogéneo, se mide el pH y, en caso de ser necesario, se neutraliza ($\text{pH}=7$) antes de introducirlo a los reactores mediante bombeo.

FIGURA 3.1. TRITURADOR DE RESIDUOS.



FIGURA 3.2. TANQUE RECEPTOR DE SUSTRATO.



La *bomba* instalada es de desplazamiento positivo y cavidad progresiva (o helicoidal de rotor excéntrico) marca Moyno®, modelo 35651 (ver Figura 3.3), con capacidad de 20 GPM, acoplada a un motor trifásico de 1.35 kW. Este tipo de bomba está compuesta por dos piezas longitudinales en forma de hélice (estator y rotor). El rotor es la pieza interna, metálica, conformada por una sola hélice, como se aprecia en la Figura 3.4, mientras que el estator es la parte externa constituida por una camisa de goma o elastómero moldeado que engrana con la hélice del rotor. El rotor presenta dos movimientos, uno rotacional sobre su propio eje y otro en dirección opuesta alrededor del eje del estator. La geometría del conjunto permite la formación de una serie de cavidades idénticas y separadas entre sí que se desplazan axialmente permitiendo el desplazamiento del fluido. Las cualidades de esta bomba (alto poder de succión, elevada presión de descarga, capacidad para bombear productos sólidos, resistencia a la abrasión) la hacen ideal para el sistema debido a la consistencia del influente.

FIGURA 3.3. BOMBA MOYNO MOD.35601



FIGURA 3.4. ROTOR DE LA BOMBA



La degradación se lleva a cabo en dos etapas, la primera, en un reactor anaerobio semicontinuo de mezcla completa (R-I), y la segunda, en un reactor semicontinuo convencional (R-II). El reactor R-I es un tanque vertical fabricado en acero inoxidable tipo 304 con un volumen de 1.25 m^3 , cuenta con una mirilla de acrílico y un eje transversal con un par de aletas para el mezclado del contenido, dicho eje está acoplado a un motor trifásico de 3.43 kW . El reactor R-II es un tanque de almacenamiento Rotoplas® de polietileno, con un diámetro de 2.2 metros , 1.77 metros de altura y un volumen total de 5 m^3 . En las Figuras 3.5 y 3.6 se pueden apreciar ambos reactores.

Para el depósito del efluente se construyeron dos *estanques de sedimentación* continuos (Figura 3.7), cuyas dimensiones exteriores son: 80 cm de alto, 50 cm de ancho, y 3.62 m de largo, para tener un volumen total de almacenamiento de 1.2 m^3 . El efluente del reactor R-II se deposita en el primer estanque y al alcanzar cierto nivel, pasa al segundo estanque a través de un tubo de una pulgada que conecta ambos

estanques. El sedimento puede ser extraído a través de las válvulas inferiores que tiene cada tanque, mientras que el agua se toma de una válvula del segundo estanque para ser utilizada en la trituración de los residuos, aprovechando así las aguas residuales extraídas y evitando el desperdicio de agua potable.

FIGURA 3.5. REACTOR R-I



FIGURA 3.6. REACTOR R-II



FIGURA 3.7. ESTANQUES DE SEDIMENTACIÓN



Cada uno de los reactores cuenta con una tubería de PEAD (polietileno de alta densidad) de 13 mm RD 9.3 en la parte superior para permitir la salida del biogás. Antes de ser almacenado, el biogás pasa por un *desulfurador*, el cual permite la remoción de H₂S para evitar la formación de óxidos de azufre (SO) al quemar el biogás y reduce el efecto corrosivo. El método utilizado se denomina adsorción o desulfuración seca, que mediante un lecho a base de óxido de hierro (Fe₂O₃), convierte el H₂S en azufre elemental (S). Es un método simple, efectivo y de bajo costo que se efectúa en condiciones ambientales utilizando limadura o malla de Fe₂O₃ como lecho de remoción. En la Figura 3.8 puede apreciarse el desulfurador instalado.

FIGURA 3.8. DESULFURADOR DE BIOGÁS



Posteriormente, el biogás pasa por un *condensador*, el cual retira la humedad a través de un espiral que condensa y elimina el vapor de agua presente en el gas debido a que la degradación anaerobia se lleva a cabo en condiciones acuosas (ver Figura 3.9). Es importante retirar, en la medida de lo posible, todo el vapor de agua, ya que éste afecta el rendimiento del biogás al influir en la temperatura de flama, el poder calorífico y la relación aire-combustible (Walsh y col., 1988). Además de este equipo, la tubería del biogás presenta una ligera inclinación hacia una válvula de drenado colocada después de los reactores para atrapar y condensar parte del vapor de agua.

FIGURA 3.9. CONDENSADOR



Después del tratamiento, el biogás está listo para almacenarse, pero para observar y registrar el volumen generado se cuenta con un *medidor de gas* de desplazamiento positivo tipo diafragma (ver Figura 3.10). Este tipo de medidores funcionan mediante una o varias cámaras de volumen conocido que se llenan y vacían durante cada ciclo del medidor, cada ciclo es contado por una serie de engranes numerados y al multiplicar el volumen atrapado en cada ciclo por el número de ciclos se tiene el volumen total del flujo. Éste se observa en la carátula numérica del medidor.

FIGURA 3.10. MEDIDOR DE GAS



El biogás generalmente se almacena en condiciones atmosféricas en depósitos denominados gasómetros, sin embargo, los gasómetros comerciales son demasiado grandes, caros y con un límite de volumen de almacenamiento. Para acumular el biogás se utilizó como gasómetro una *bolsa de almacenamiento* especial, tal como se observa en la Figura 3.11. Por economía y accesibilidad, se optó por utilizar bolsas de lona a base de poliéster con recubrimiento de PVC en ambas caras, esto para mejorar la resistencia a la intemperie y alargar la vida útil. Sin embargo, este tipo de bolsas pueden ser fácilmente perforadas y tienen que ser continuamente reparadas, lo cual representa una gran desventaja.

FIGURA 3.11. BOLSA DE ALMACENAMIENTO



Después del almacenamiento se tiene una válvula de alivio para controlar la presión del biogás y garantizar así la seguridad de operación. Dado que el biogás obtenido se encuentra a baja presión, puede prescindirse del uso de válvulas de alivio convencionales y utilizar un *manómetro diferencial* (ver Figura 3.12), en el cual, al aumentar la presión del biogás, el líquido en el manómetro ascenderá hacia un recipiente y será venteado por un conducto si se supera el nivel máximo. Al disminuir la presión, el líquido almacenado regresará al manómetro y se restablecerán las condiciones originales. De esta forma, el dispositivo permitirá medir la presión del biogás después de las bolsas de almacenamiento y funcionará como válvula de alivio.

FIGURA 3.12. MANÓMETRO DIFERENCIAL



Finalmente, antes del punto de aprovechamiento del biogás se tiene instalada una *trampa de llama o arrestador de flama*, dispositivo que impide la propagación, a través de las tuberías, el reservorio o incluso hacia el digestor, de alguna llama procedente de la combustión en el uso final del biogás, ya que este suceso implicaría un alto riesgo de explosión. La trampa está rellena de fibra metálica medianamente compactada, de forma similar al desulfurador, la cual, impide el paso de la flama, por ello, en algunos sistemas se prescinde de su instalación. Sin embargo, la instalación actual permite proteger el reactor anaerobio, así como el reservorio de biogás.

3.1.2. RESULTADOS ANTECEDENTES

a) GENERACIÓN ESTIMADA

La generación diaria de los residuos del restaurante fue registrada durante un periodo de 7 semanas (42 días), se observó el comportamiento y se obtuvo un valor medio de generación de referencia (Juárez-Hernández, 2012). Es importante aclarar que en el sitio se genera una cantidad mayor de RSO, pero se decidió excluir ciertos residuos en virtud de que algunas de sus características fisicoquímicas no los hacen candidatos idóneos para el proceso anaerobio, en especial, en las fases iniciales del mismo. Tomando en cuenta lo antes mencionado, el nivel medio de generación resultó de 40.46 kg-RSO/día, con un valor máximo de 77 kg-RSO/día y un mínimo de 9.0 kg-RSO/día, en tanto que la desviación estándar fue de 14.35 kg-RSO/día, el cual es un valor alto que manifiesta la notoria variabilidad de la generación diaria de RSO.

Dicha situación podría tener consecuencias durante la operación del sistema, puesto que los procesos anaerobios son particularmente sensibles a cambios en su régimen de alimentación, tanto desde el punto de vista cuantitativo como cualitativo. Para sortear este inconveniente valdría la pena analizar la posibilidad de fijar como máximo un volumen de RSO a procesar, que sea lo más igual al volumen diario promedio de generación de RSO. De esta manera se tendría mayor oportunidad de mantener un nivel constante de alimentación (Juárez-Hernández, 2012). Sin embargo, la alimentación del reactor depende totalmente del restaurante, el cual opera únicamente seis días a la semana, de los cuales, cinco días presenta mayor afluencia. Además, el servicio está íntimamente ligado al calendario escolar de la universidad, por lo que, durante los periodos vacacionales permanece cerrado, y por lo tanto, no hay generación de residuos.

b) CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

Con la finalidad de determinar la aptitud de cualquier tipo de materia orgánica biodegradable para ser tratada por la vía anaerobia, es indispensable conocer algunas de sus características físicas y químicas que son de especial interés en el ámbito de la degradación anaerobia. La valoración preliminar de dichas características es de suma importancia, puesto que tiene repercusiones en cuestiones técnicas, operativas y económicas. Así, por ejemplo, se tendrán las bases para justificar la elección de un determinado tipo de proceso, los materiales y capacidades de los equipos y sus accesorios. Además, se identificarán las necesidades de pre-tratamiento, los volúmenes tentativos de influente y efluentes y el nivel de generación, la composición y las prestaciones energéticas del biogás.

En ese contexto, resulta especialmente valioso conocer la concentración en la biomasa de los compuestos orgánicos susceptibles de ser degradados. Como se recordará, el proceso anaerobio se acelera cuando dichos compuestos orgánicos son de fácil descomposición. De manera que prácticamente cualquier microorganismo anaerobio es capaz de desintegrarlos, aún sin una fase previa de adaptación. En cambio, tratándose de los denominados sustratos complejos, en donde predomina materia orgánica de difícil degradación, se debe conceder a las colonias bacterianas contenidas en el inóculo, un periodo de aclimatación. Esto con la finalidad de permitir que se repliquen y establezcan los microorganismos aptos para degradar dichos compuestos. También hay que atender la existencia de compuestos orgánicos inertes, los cuales son resistentes a la acción biológica promovida por los procesos anaerobios.

Las pruebas realizadas, de acuerdo a las metodologías aplicables en la materia, abarcaron la determinación de la densidad, pH, contenido de Sólidos Totales (ST), de Sólidos Totales Volátiles (STV) y de Sólidos Totales Fijos (STF) (Tabla 3.1). Estos tres últimos parámetros son los que definen, para el caso de biomasa sólida, el contenido de materia orgánica del residuo y, por ende, su potencial como materia prima para un proceso anaerobio. Gran parte del contenido de STV son los compuestos biodegradables susceptibles de ser consumidos y transformados por los microorganismos anaerobios. Son los compuestos a partir de los cuales se sintetiza el metano y el resto de los componentes habituales del biogás. De ahí que entre más alto

sea el contenido de STV, mayores posibilidades hay de generar cantidades sustantivas de biogás.

TABLA 3.1. CARACTERIZACIÓN DE LA BIOMASA (Juárez-Hernández, 2012)

Parámetro	Valor promedio	Valor máximo	Valor mínimo	No. de eventos	Desviación estándar
Densidad, kg/m ³	715.41	1,090.54	459.52	12	194.33
pH	5.74	6.49	3.77	11	0.97
%ST	22.96	32.66	13.18	24	6.36
%STV con respecto a los ST	94.21	96.30	92.32	24	1.18
%STF con respecto a los ST	5.79	7.68	3.70	24	1.18

Las diferencias que se aprecian en los resultados responden lógica y esencialmente a cambios en la composición del residuo. Así, por ejemplo, en las muestras donde predominaban los desechos de frutas y vegetales, el porcentaje de ST disminuye debido al alto contenido de agua de esos desechos. Por otro lado, las muestras con mayor presencia de residuos secos, como pan, tortilla y pastas, exhiben valores más elevados de concentración de ST. No obstante, cabe apuntar que la dispersión de los valores aquí obtenidos no es tan pronunciada como ocurre con el nivel de generación de residuos. Esto sin duda constituye una ventaja al asegurar un cierto grado de uniformidad en el contenido de materia orgánica del sustrato que se tiene previsto emplear en el proceso anaerobio.

La media del contenido de ST fue de 22.96%, valor que está dentro del rango reportado para los residuos de comida acopiados en cafeterías, que comprende de 21.4 a 27.4%, con un valor típico de 25.6% (Cecchi y col., 1997). El promedio correspondiente a los STV, como porcentaje de los ST, fue de 94.21%, que también está dentro del intervalo reportado que va de 91.3 a 99.7%, con un valor típico de 96.5% (Cecchi y col., 1997). También se encontró que el pH de los residuos tiende a ser ácido, lo cual implica la necesidad de adicionar sustancias alcalinas durante el pre-tratamiento de los residuos para neutralizar dicha acidez y no alterar el pH al interior del reactor anaerobio.

c) ALIMENTACIÓN DEL SISTEMA ANAEROBIO

En la búsqueda por hacer más eficiente el proceso de digestión, es práctica común someter a los RSO a una fase de pre-tratamiento. Al término de esta fase se obtiene el influente que ingresa al reactor anaerobio para dar inicio a su proceso de descomposición anaerobia. Para el caso aquí reportado, el pre-tratamiento comprende la eliminación, de forma manual, de los componentes no deseados como plásticos, madera, metales y vidrio. Así mismo, se prevé el retiro de aquellos residuos que pese a ser de tipo orgánico, no se considera pertinente su incorporación en el proceso de tratamiento anaerobio. Luego de ello, se procede a una reducción de tamaño mediante trituración, al tiempo que se añade agua en la cantidad necesaria para lograr la concentración adecuada de ST. Por último, se registra, y de ser preciso, se neutraliza el pH del sustrato obtenido a modo de dejarlo en un valor lo más cercano a 7.

Para la preparación del sustrato de alimentación, se optó por la modalidad de digestión húmeda, esto es, un %ST en el influente inferior a 15%. Un influente con un contenido no muy elevado de ST se maneja con relativa facilidad al tiempo que existe mayor oferta de equipos de costo accesible para trabajar con un influente de tal consistencia. Así pues, a fin de determinar la proporción residuos-agua con la cual obtener un porcentaje de ST adecuado para la digestión húmeda, se llevaron a cabo pruebas de cuantificación de ST. De acuerdo con las cifras obtenidas, la mezcla preparada en la proporción 1:1 es la más indicada para la preparación del sustrato. En las otras mezclas el porcentaje de ST resulta sumamente bajo. Sobre todo si se considera el hecho de que ya dentro del reactor anaerobio, existe un efecto diluyente debido al inóculo, lo que se traduce en una disminución del contenido de ST pudiendo tener repercusiones negativas en la síntesis de metano (McCarty, 1964).

Aunado a ello, en tales mezclas el contenido de agua es mayor, lo que supone un consumo más alto de agua y la necesidad de contar con reactores anaerobios de mayor volumen. Entonces, si se elige la proporción 1:1 para la obtención del influente de alimentación, con los 40.46 kg/día de residuos orgánicos generados en promedio, se tendrían en torno de 69.16 L/día de influente. Su concentración de ST sería cercana a 0.1342 kgST/L (13.42% de ST) y de STV de 0.1265 kgSTV/L (12.65% de STV). Por tanto, en función de la disponibilidad diaria de sustrato, al sistema anaerobio ingresarían 9.29 kgST/día, que representan a su vez 8.75 kgSTV/día (ver Tabla 3.2). Contrario a que ocurriría con mezclas más diluidas, la concentración de ST al interior del digestor con el influente preparado en la proporción 1:1 estaría en torno del 8%, previendo la disminución que acarrea la incorporación del inóculo.

TABLA 3.2. PREPARACIÓN DEL SUSTRATO (Juárez-Hernández, 2012)

Características del sustrato de alimentación				Disponibilidad diaria para alimentación	
Preparación: Proporción RSO:H ₂ O	Volumen producido	Concentración de ST	Concentración de STV	Cantidad de ST	Cantidad de STV
1:1	0.0691 m ³ /día	134.2 kgST/m ³	126.5 kgSTV/m ³	9.29 kgST/día	8.75 kgSTV/día

3.2. PARÁMETROS DE CONTROL EN LA OPERACIÓN

La operación del reactor anaerobio no es simple y requiere del entendimiento previo y concreto de todo el sistema. Para poder identificar los parámetros de control requeridos en la operación del reactor anaerobio fue imprescindible conocer a fondo el sistema a operar y cada uno de los elementos involucrados. Una vez efectuado lo anterior, se analizarán a continuación los parámetros de control detalladamente, de acuerdo a lo planteado en el capítulo 2 y aplicados a nuestro caso de estudio en particular.

3.2.1. DISEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO

Parámetros de diseño:

- Sistema de operación. Todo el sistema es operado manualmente, ya que no se encuentra ningún equipo de automatización y control. Se requiere de al menos dos personas para una operación eficaz.
- Sistema de carga (separación de gruesos). No se cuenta con ningún equipo para la separación de gruesos, los residuos de mayor tamaño se pican o trozan manualmente antes de introducirlos al triturador, o bien, mediante inspección visual, se descartan los componentes no aptos (papel, plástico, metal, entre otros).
- Sistema de descarga (sifón, vertido o bombeo). La descarga del efluente es mediante vertido directo a los estanques de sedimentación.
- Sistema de agitación (mecánico, circulación del líquido, circulación del biogás). El reactor R-I cuenta con un sistema de agitación mecánico, a través de un eje con un par de aletas que son accionadas mediante un motor. El reactor R-II se agita mediante recirculación.
- Sistema de calefacción (interior o intercambiador de calor exterior). El reactor opera en condiciones ambientales, por lo que no cuenta con calefacción alguna.
- Aislamiento térmico. Ni los reactores ni las tuberías cuentan con aislamiento térmico.
- Forma. Relación diámetro/altura. La relación diámetro/altura es de 0.3 y 1.2, para el reactor R-I y R-II, respectivamente.

Instalaciones complementarias:

No se cuenta con instalaciones complementarias como: caldera, gasómetro, unidad depuradora de biogás, tratamiento de lodos y efluentes, unidad de compresión de biogás, entre otras, las cuales pudieran optimizar la operación del sistema.

3.2.2. PARÁMETROS DE OPERACIÓN

Como se mencionó anteriormente, son diversos los parámetros involucrados en el influente, tales como: demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, contenido de nitrógeno, relación carbono/nitrógeno, alcalinidad, nutrientes, toxicidad, entre otros. Para obtener dichos parámetros se requiere de equipo y análisis químicos especiales, por lo que únicamente se realizaron las mediciones del pH, tanto del influente, del efluente y de muestras del interior del reactor, para ello, se utilizaron tiras indicadoras y si el influente se encontraba debajo de 7 se agregó cal para neutralizarlo antes de ingresar al reactor. Por otro lado, durante el proceso de alimentación se tomaron muestras, tanto del influente como del digestor para medir la concentración en sólidos.

La razón de carga del reactor (Q) está determinada por la generación de residuos y la composición y selección de los mismos, aunque el promedio calculado fue de 40.46

kg/día, durante la operación del reactor se obtuvo un promedio de 38.1 kg/día, logrando alcanzar hasta 54 kilogramos. A partir de los valores de carga registrados y teniendo el volumen del reactor como un parámetro fijo, se obtuvo el tiempo de residencia hidráulica, a partir de la ecuación 3.1.

$$Q = \frac{\text{Volumen del reactor}}{TRH} \quad \dots(3.1)$$

Por otro lado, el mezclado de los reactores es parte fundamental para una adecuada degradación anaerobia ya que presenta las siguientes ventajas:

- Eliminación de estratificación térmica y mantenimiento de una temperatura uniforme en todo el tanque, manteniendo la uniformidad química y física de la digestión del lodo.
- Mantenimiento del contacto íntimo entre la biomasa activa y el lodo alimentado, mezclando el lodo crudo y el lodo digerido.
- Una rápida dispersión de los productos finales de metabolización producidos en la digestión y de cualquier material tóxico que haya penetrado al sistema en la alimentación del lodo, para minimizar los efectos inhibitorios y tóxicos en la actividad microbiana.
- Prevención de la formación de espumas en la superficie y la deposición de arenas, piedras y otros materiales inertes pesados en la parte inferior del tanque y en las esquinas del tanque digestor.

El mezclado del reactor R-I se realiza mediante el encendido del motor trifásico, a través del cual se mueven las aletas del eje transversal. Para el mezclado del reactor R-II, se recircula el contenido entre ambos reactores mediante bombeo. Es importante resaltar que sólo se cuenta con una bomba, la cual sirve para ingresar el influente a los reactores y para la recirculación, por lo tanto, debe hacerse la apertura y cierre de válvulas correspondientes en cada operación. El motor se enciende al menos 30 minutos, mientras que la bomba debe recircular el contenido un mínimo de 50 minutos y nunca deben encenderse al mismo tiempo. Sin embargo, estos valores son estimados únicamente considerando la capacidad del motor, de la bomba y el volumen de los reactores, sería ideal efectuar un análisis estricto de fluidos para garantizar un óptimo mezclado.

Otro de los factores a considerar es la temperatura de operación del reactor, que para este caso se efectuó siempre a temperatura ambiente, considerando que en la Ciudad de México predomina una temperatura no muy baja. De esta forma, se simplificó el sistema y se redujeron costos de inversión, costos de operación y de mantenimiento que implicarían el uso de dispositivos para el control de la temperatura al interior del digestor. Para los cálculos antecedentes se consideró una temperatura de 20 °C, el cual es un valor típico de la zona, sin embargo, en el lapso de operación la temperatura ambiente llegó a temperaturas máximas de hasta 32.5 °C y temperaturas mínimas de 6.9 °C. A pesar de esto, la temperatura promedio de operación real fue de 19.46 °C, de tal manera que se considera que el prototipo utilizado opera entre el límite superior del rango psicrófilo (5 a 20 °C) y el límite inferior del rango mesófilico (20 a 40 °C).

CAPÍTULO 4. RESULTADOS

4.1. OPERACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO

El objeto de este estudio es la puesta en marcha y operación de un prototipo de degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos y para alcanzar dicho objetivo fue necesario conocer el proceso de degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos y establecer las condiciones de arranque del prototipo. Y aunque el diseño y la instalación se hicieron previamente, el sistema no se encontraba a punto para la operación inmediata. Posteriormente se operó el reactor anaerobio con residuos sólidos orgánicos y se midieron parámetros característicos para analizar los resultados obtenidos y proponer recomendaciones que mejoren la operación del sistema.

4.1.1. INOCULACIÓN

La materia orgánica, especialmente la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos que se utilizó para la operación del prototipo, suele carecer de la cantidad y variedad de microorganismos necesarios para la degradación anaerobia. Es por ello que se recurrió a la inoculación del reactor anaerobio, previo a su puesta en marcha. El inóculo o población inicial de bacterias anaerobias es fundamental en un reactor húmedo para llevar a cabo la digestión y multiplicación de los microorganismos durante el proceso habitual. Éste puede proceder de un digestor que se encuentre operando a base de sustratos como residuos pecuarios, efluentes industriales, aguas residuales, que suelen ser los de mayor presencia a nivel mundial.

Luego de ser introducidos en el reactor anaerobio, los microorganismos que aporta el inóculo requieren un periodo de adaptación al medio de que se alimentarán y a las condiciones de operación que les serán impuestas. Los tiempos de arranque típicos para sistemas anaerobios van de 1 a 4 meses (Sarasa y col., 2010). El inóculo es el factor que más afecta la reproducibilidad de las pruebas de biodegradabilidad (cuando los microorganismos transforman los compuestos orgánicos en productos menos tóxicos o de menor peso molecular que los compuestos originales). La concentración microbiana inicial define la cinética de biodegradación, el grado de mineralización (conversión de los compuestos orgánicos a productos de muy bajo peso molecular y constituyentes celulares) de la sustancia y, por tanto, la obtención de resultados favorables.

La cantidad de inóculo necesaria para la degradación está en función del volumen útil del digestor:

$$V_T = \text{Volumen total} = \text{Volumen}_{RI} + \text{Volumen}_{RII} = 1.25 + 5 = 6.25 \text{ m}^3 \quad \dots(4.1)$$

$$V_{\text{útil}} = \text{Volumen útil} = \left(\frac{3}{4}\right) * V_T = \left(\frac{3}{4}\right) * (6.25) = 4.68 \text{ m}^3 \quad \dots(4.2)$$

Del volumen útil del digestor, el 70% corresponde al desecho y el 30% al inóculo.

$$\text{Desecho} = 70\% * (V_{\text{útil}}) = (0.7) * (4.68 \text{ m}^3) = 3.28 \text{ m}^3 \quad \dots(4.3)$$

$$\text{Inóculo} = 30\% * (V_{\text{útil}}) = (0.3) * (4.68 \text{ m}^3) = 1.4 \text{ m}^3 \quad \dots(4.4)$$

Todos los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales producen, en mayor o menor grado, alguna forma de lodo, conocido como el “concentrado de contaminación”, cuyo tratamiento y disposición resultan un grave problema. Sin embargo, para nuestro caso de estudio, estos lodos resultan adecuados como inóculo para la degradación anaerobia. De esta forma, el inóculo se obtuvo gracias a la donación de 2 m³ de lodos, provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de una cervecera, ubicada en Toluca, Estado de México (a 80 kilómetros aproximadamente de la ubicación del prototipo). Se utilizó un tanque de dicha capacidad, como se aprecia en la Figura 4.1, al cual, se le instaló una válvula inferior para favorecer la descarga del inóculo, sin embargo, dadas las características del fluido, este proceso duró cerca de cuatro días.

FIGURA 4.1. TANQUE PARA TRASLADO DEL INÓCULO



Se puede definir a los lodos como un sistema ecológico formado por muchos tipos diferentes de microorganismos, junto con materiales inertes, orgánicos e inorgánicos. La composición de los lodos depende de la composición de los nutrientes de las aguas residuales, así como de las condiciones de operación de la planta donde fueron tratadas. Las características esenciales de un lodo especifican que debe contener una población microbiana capaz de descomponer una proporción tan grande como sea posible de nutrientes y debe flocular con facilidad (Winkler, 1994). Aunque se desconoce la composición química real de los lodos utilizados, se considera su factibilidad dado que no proceden de aguas residuales domésticas.

La población microbiana tiene la tendencia a adaptarse por sí sola a los nutrientes disponibles, a menos que haya una falta de balance nutritivo, como la deficiencia de un factor esencial de crecimiento, o la presencia de una sustancia inhibidora o tóxica, o una sustancia que pueda ser utilizada como nutriente por sólo un limitado grupo de microorganismos. La adaptación de una población microbiana es un proceso lento.

Los lodos activados están integrados por varios componentes que se pueden clasificar como microorganismos viables, organismos no viables o moribundos, organismos muertos, materia orgánica inerte y materia orgánica biodegradable. Los organismos viables son los que utilizan los nutrientes orgánicos para producir nuevos organismos, organismos no viables son los que utilizan bioquímicamente los nutrientes pero no producen nuevos organismos, y la materia orgánica inerte o no biodegradable puede incluir sustancias originalmente presentes en los residuos de alimentación y el residuo de los organismos descompuestos.

El inóculo utilizado presentaba una fase líquida, pero mayormente, como se observa en la Figura 4.2, una fase gelatinosa de consistencia espesa, color negro y un olor muy penetrante. Al entrar en contacto con el aire, parte de las bacterias mueren, formándose en la superficie una capa gelatinosa color café. Por ello, es importante llevar a cabo el proceso de inoculación lo más pronto posible, aprovechando al máximo la capacidad de degradación de los microorganismos y evitando el mal olor producido. Además, se debe asegurar que todo el sistema se encuentre en condiciones de arranque, para que una vez efectuada la inoculación, se proceda a la alimentación y operación continua de los reactores.

FIGURA 4.2. INÓCULO ANAEROBIO



4.1.2. PREPARACIÓN DEL SUSTRATO Y ALIMENTACIÓN

Los residuos utilizados fueron recopilados diariamente del restaurante, ya sea directamente del lugar, o ya depositados en el contenedor de residuos orgánicos dispuesto a un costado de la instalación del prototipo. Además, se alimentó de residuos de un establecimiento de jugos, licuados y cocteles de fruta, ubicado a más de 100 metros del restaurante, al cual se acudió los días martes y viernes. En dicho establecimiento solo se recolectó dos días por semana, ya que el resto de los días los residuos son proporcionados a otra persona, quien los utiliza como complemento en la alimentación de animales. Los más de 150 kilogramos recolectados fueron distribuidos durante la semana para ser triturados con los residuos de comida del restaurante y tener un sustrato más homogéneo, ya que los restos del establecimiento de frutas son poco invariables y generalmente en las mismas proporciones de cáscaras de: naranja, toronja, sandía, melón, piña, mango, plátano, jícama, mamey, coco, zanahoria y hojas de lechuga. En la Figura 4.3 se aprecia la diversidad en los residuos recolectados.

FIGURA 4.3. RESIDUOS RECOLECTADOS



Una vez recolectados los residuos se procedió a hacer una minuciosa separación, tanto de materia inorgánica indeseable como de materia orgánica no apta para el proceso. Aunque los residuos aparentemente ya pasaron por este proceso, aún se encuentran algunos restos inorgánicos (envolturas de alimentos, popotes, vasos, tapas, palillos, ligas, clavos, monedas, piezas metálicas pequeñas, etcétera), los cuales, además de no ser degradados por el sistema anaerobio pueden afectar el funcionamiento del triturador o tapan las tuberías como se observa en la Figura 4.4.

Con respecto a la materia orgánica, se separaron los huesos y los residuos con gran contenido de lignina como: tallos, cáscaras de tomate y cáscaras de naranja. Éstos últimos, se consideraron inicialmente ya que tienen potencial para ser degradados, sin embargo, se decidió discontinuar su uso para evitar los problemas presentados en el triturador.

FIGURA 4.4. ELEMENTOS INDESEABLES EN EL TRITURADOR



Antes de introducir los residuos al triturador se deben someter a un pre-tratamiento que permita una adecuada molienda. Algunos residuos secos como el pan y las tortillas, se colocan por separado y se hidratan previamente para evitar que se atasquen o que no sea posible su trituración (ver Figura 4.5). El resto de los residuos aptos deben picarse o trozarse manualmente de acuerdo al tipo de residuo, a un tamaño menor a 10 cm, que es el diámetro de entrada de la tolva del triturador (ver Figura 4.6), de lo contrario, los mismos residuos crean un tapón en la entrada que obstruye el paso de otros residuos. Finalmente, como se observa en la Figura 4.7, los residuos estarán listos para ser triturados.

FIGURA 4.5. HIDRATACIÓN DE RESIDUOS



FIGURA 4.6. TOLVA DEL TRITURADOR

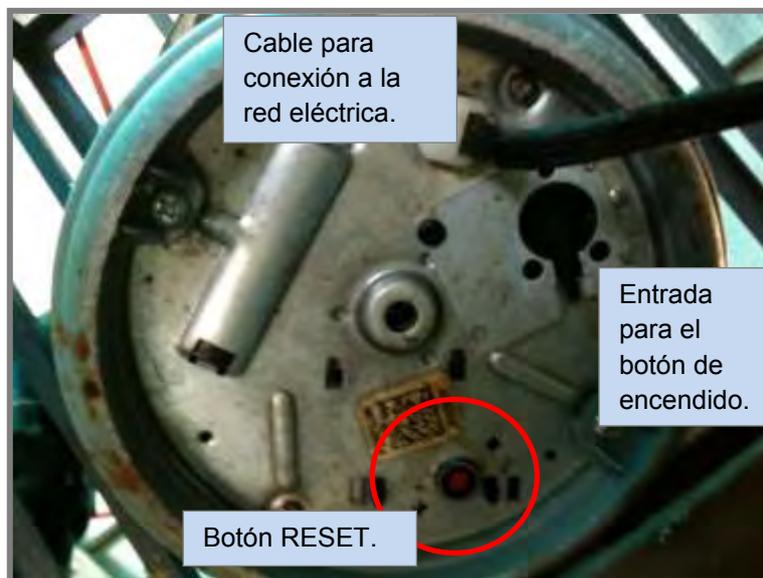


FIGURA 4.7. PRE-TRATAMIENTO



Una vez preparados los residuos se fueron colocando en cubetas para ser pesados y triturados, utilizando agua del efluente en la proporción 1:1 (1 kg de agua por cada kg de residuo) previamente establecida para asegurar la concentración de sólidos totales. Los residuos deben ser depositados poco a poco en la tolva del triturador, observando siempre que opere adecuadamente. Después de los primeros días de operación se determinó que diariamente no se deben triturar más de 8 cubetas, ya que como se recordará la capacidad de cámara de molienda del equipo es de tan sólo 1.1 kg y se trituraron 38 kilogramos en promedio diariamente. El exceso de carga produce el calentamiento del triturador y la activación de un seguro que detiene por completo el funcionamiento del equipo, para reactivar la operación es necesario dejar que el triturador se enfríe, esperar al menos 24 horas y reiniciar el equipo oprimiendo el botón rojo (RESET) que se localiza en la parte inferior del triturador como se aprecia en la Figura 4.8.

FIGURA 4.8. VISTA INFERIOR DEL TRITURADOR



Ya triturados, los residuos presentan una consistencia espesa y su color varía notablemente de acuerdo a la predominancia de ciertos residuos. En la Figura 4.9 se aprecian diversas tonalidades del sustrato inmediatamente después de la trituración y la homogeneización del mismo una vez mezclado. En la etapa final de operación se agregó, durante el mezclado mencionado previo a la alimentación, un polvo catalizador con enzimas para reactivar a los microorganismos degradadores, con lo cual, se presentó una ligera formación de espuma superficial (ver Figura 4.10), mostrando la efectividad de las enzimas. Además, cabe mencionar que debido al diseño del tanque receptor y a la ubicación de la válvula de alimentación, siempre queda un remanente de influente en dicho tanque, que al día siguiente forma una pequeña capa en la superficie y algunas burbujas de biogás (ver Figura 4.11).

FIGURA 4.9. RESIDUOS TRITURADOS



FIGURA 4.10. INFLUENTE ESPUMOSO



FIGURA 4.11. INFLUENTE REMANENTE



Entre el proceso de inoculación y la alimentación y operación continua del reactor anaerobio, transcurrió un periodo de tiempo considerable, por lo que, por única ocasión, se agregó una pastilla con enzimas catalizadoras para garantizar la degradación de los residuos por parte de los microorganismos. Previo a la alimentación del influente se hace la medición de pH mediante papelitos indicadores y en caso de tener un pH menor a 7 se procede a la neutralización agregando una sustancia alcalina. En este caso, se utilizó cal, agregando pequeñas cantidades y mezclando completamente para evitar que el pH se incremente demasiado. Una vez listo el influente se puede proceder a alimentar alguno de los reactores mediante bombeo, haciendo el cambio de válvulas adecuado al reactor que se desee suministrar, sin embargo, es recomendable hacer dicho cambio de válvulas antes de comenzar la trituración, ya que, una vez lleno el tanque receptor, el volumen contenido en dicho tanque, ejerce mayor presión, dificultando la apertura de la válvula correspondiente. Después de la alimentación se debe recircular o mezclar, según sea el caso, para garantizar la homogeneidad del contenido al interior de los reactores.

4.1.3. DISPOSICIÓN DEL EFLUENTE

Como se mencionó anteriormente, el influente introducido es mezclado entre los reactores y el efluente se extrae finalmente del reactor R-II para ser depositado en el primer estanque, posteriormente pasa al segundo estanque, donde se aprovecha el agua para la trituración. Analizando el diseño de los estanques de sedimentación se detectó que no contaban con una curva sanitaria, la cual tiene por objeto redondear las uniones a fin de facilitar la limpieza del área y, evitar, que partículas de polvo o residuos se acumulen o depositen y queden atrapadas en estos puntos. Otro problema detectado fue que al depositar el efluente, éste se encontraría directamente a la intemperie, ocasionando fuertes olores que impactarían de manera negativa en el restaurante, por tal motivo, se decidió tapar los estanques de manera hermética semi-permanente. Se colocaron una serie de tornillos de doble rosca en todo el borde de los estanques para colocar una lámina de plástico sujeta a un marco de madera y una banda de hule para darle hermeticidad y finalmente, se apretó con arandelas y tuercas mariposas para facilitar la manipulación de las tapas. En la serie de imágenes de la Figura 4.12 se observa el proceso para el tapado de los estanques de sedimentación.

Al comenzar con la operación del sistema se obtuvieron los primeros efluentes, los cuales fueron depositados en los estanques de sedimentación dispuestos para tal fin, sin embargo, en ese momento se detectaron algunas fugas y grietas (ver Figura 4.13), por lo que se vaciaron los estanques por completo para hacer las reparaciones. Una vez secos los estanques se aplicó sellador de poliuretano en todas las grietas y en las zonas donde se detectaron fugas (ver Figura 4.14). Posteriormente se cubrió todo el interior de los estanques con pintura para alberca, ya que este tipo de pintura tiene buena adherencia al concreto, resistencia a productos químicos y está especialmente diseñada para condiciones de inmersión o humedad. El procedimiento se aprecia en la Figura 4.15.

FIGURA 4.12. COLOCACIÓN DE TAPAS EN LOS ESTANQUES DE SEDIMENTACIÓN



FIGURA 4.13. FUGAS Y GRIETAS EN LOS ESTANQUES DE SEDIMENTACIÓN



FIGURA 4.14. APLICACIÓN DE SELLADOR



FIGURA 4.15. APLICACIÓN DE PINTURA



Finalmente, antes de utilizar los estanques, se instaló una válvula para facilitar el aprovechamiento del agua para la trituración después de sedimentado el efluente, evitando así el uso de agua potable de la red de distribución de ciudad universitaria y aprovechando los carbonatos aún presentes en el agua del efluente. Además, en el llenado de los estanques, se detectaron también fugas en las válvulas inferiores, por lo que se aplicó también sellador de poliuretano en las válvulas ya instaladas, pues se encontraban en mal estado y también presentaban fugas.

FIGURA 4.16. INSTALACIÓN Y REVISIÓN DE VÁLVULAS



4.1.4. APROVECHAMIENTO DEL BIOGÁS

El biogás es una mezcla de gases que se producen en el reactor anaerobio, de los cuales, el único gas con valor económico es el metano, que puede ser usado como fuente de combustible, es un gas inflamable natural, es inodoro y se quema limpiamente. El metano puro tiene un poder calorífico de 37, 259 kJ/m³ (1,000 BTU/ft³). Cuando el metano se mezcla con el dióxido de carbono y otros gases producidos en el reactor, su poder calorífico disminuye significativamente a 500-600 BTU/ft³. El biogás con una concentración en metano mayor al 45% es inflamable. En la Tabla 4.1 se observan las principales características del biogás.

TABLA 4.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL BIOGÁS (Deublein y Steinhauser, 2008)

Composición	55-70% Metano (CH ₄)
	30 - 45% Dióxido de carbono (CO ₂)
	Trazas de otros elementos
Energía contenida	6.0 - 6.5 kWh/m ³
Combustible equivalente	0.0037 - 0.00408 bpce/m ³ biogás
Límite de explosión	6 - 12% biogás en el aire
Temperatura de ignición	650 - 750 ° C (según el contenido de metano)
Presión crítica	75-89 bares
Temperatura crítica	-82.5 ° C
Densidad normal	1.2 kg/m ³
Olor	Huevo podrido (el biogás desulfurado es prácticamente inodoro)
Masa molar	16.043 kg/kmol

bpce: barriles de petróleo crudo equivalente

El biogás puede ser utilizado tanto para la producción de calor como para la generación de energía eléctrica. Se puede convertir directamente en energía eléctrica, por ejemplo, en una celda de combustible; se puede quemar liberando calor a alta temperatura; se puede quemar en cogeneración para producir simultáneamente calor y electricidad; se puede introducir en la red de gas natural o puede servir como combustible para vehículos (Deublein y Steinhauser, 2008). Sin embargo, para nuestro caso de estudio, el objetivo es el aprovechamiento del biogás como combustible en una parrilla del restaurante donde fue instalado el prototipo, por lo que es importante señalar que la eficiencia calorífica del biogás al ser usado en estufas es de alrededor del 55%.

De acuerdo a la generación estimada de gas y que la capacidad máxima de las bolsas es de 2 m³, se necesitarían al menos 3 bolsas para almacenar el gas generado por el sistema anaerobio. Es importante tener en cuenta que los reactores no se encuentran llenos a su máxima capacidad, por lo que, en las cúpulas de los mismos, se almacena un volumen de biogás de aproximadamente más de 1m³. Aunque se cuenta con varias bolsas, sólo una de ellas se encuentra instalada, el resto, requieren reparaciones ya que presentan fugas. Además, la instalación de las mismas no es simple, pues inicialmente se construyó una estructura de cemento para apilar las bolsas, sin embargo, las bolsas no pueden ser colocadas ya que son más grandes que dicha

estructura. Por tal motivo, se instaló una estructura metálica alrededor de la bolsa ya instalada, la cual dará estabilidad al sistema de almacenamiento del biogás (ver Figura 4.17).

FIGURA 4.17. ESTRUCTURA PARA BOLSAS DE BIOGÁS



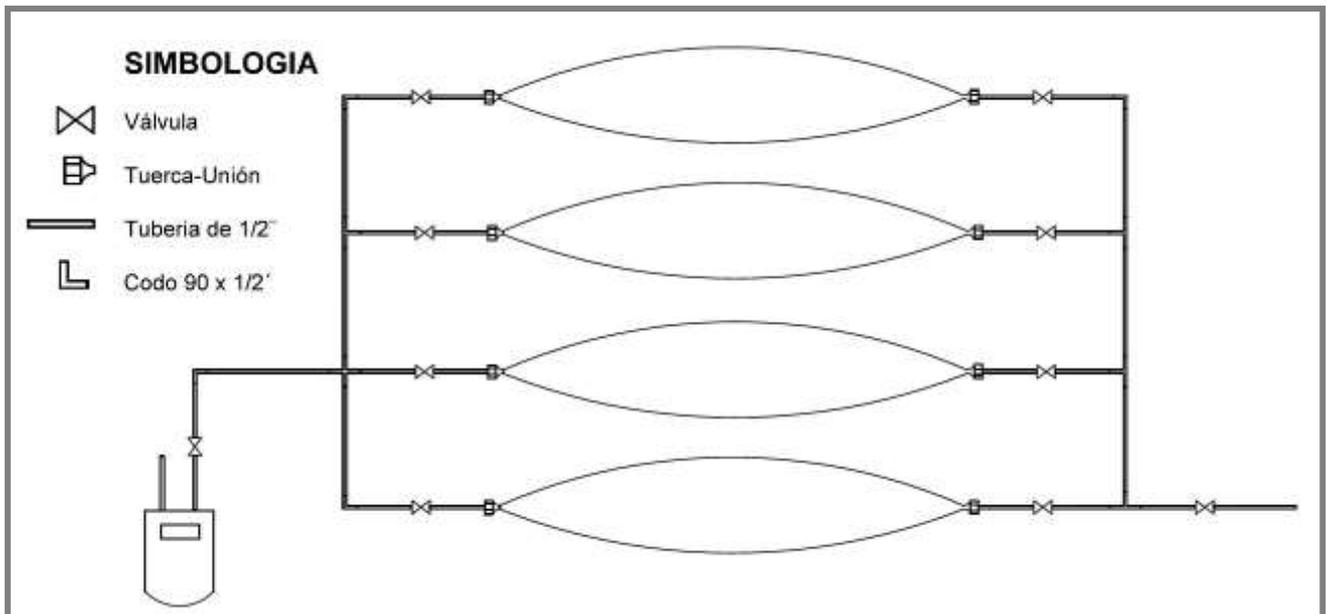
Desde la inoculación del sistema anaerobio se obtuvo producción de biogás, sin embargo, solo se consideró en el estudio el biogás generado a partir de la alimentación de residuos orgánicos, registrado mediante la lectura del medidor y observado en el aumento del volumen de la bolsa de almacenamiento como se aprecia en la Figura 4.18. Durante la operación del sistema se detectaron algunos desajustes en los niveles de biogás y el volumen de la bolsa, por lo que se requiere que el biogás sea aprovechado antes de disponer del efluente de los reactores, ya que, aunque se cierre la válvula de biogás del reactor durante la extracción del efluente, al abrirla nuevamente para la operación del sistema, éste buscará el balance y la bolsa de almacenamiento de biogás tenderá a reducir su volumen.

Este problema puede resolverse también al mejorar el sistema de almacenamiento del biogás complementándolo con el uso de las otras bolsas de almacenamiento. Una vez hechas las reparaciones a las bolsas y con el equipo adecuado, se podrá hacer la instalación de las mismas, para lo cual, se propone un sistema en paralelo como se muestra en la Figura 4.19, el cual, permitirá aprovechar mejor el biogás. Las válvulas en los extremos de cada una de las bolsas impedirán el regreso del gas una vez llena alguna bolsa y usarlo en el momento deseado, incluso, esto podría permitir el transporte del biogás para otras aplicaciones. La configuración en paralelo propuesta, además, permitirá quitar alguna bolsa si presenta fuga y hacer el mantenimiento correspondiente sin interrumpir el funcionamiento de todo el sistema.

FIGURA 4.18. BIOGÁS GENERADO

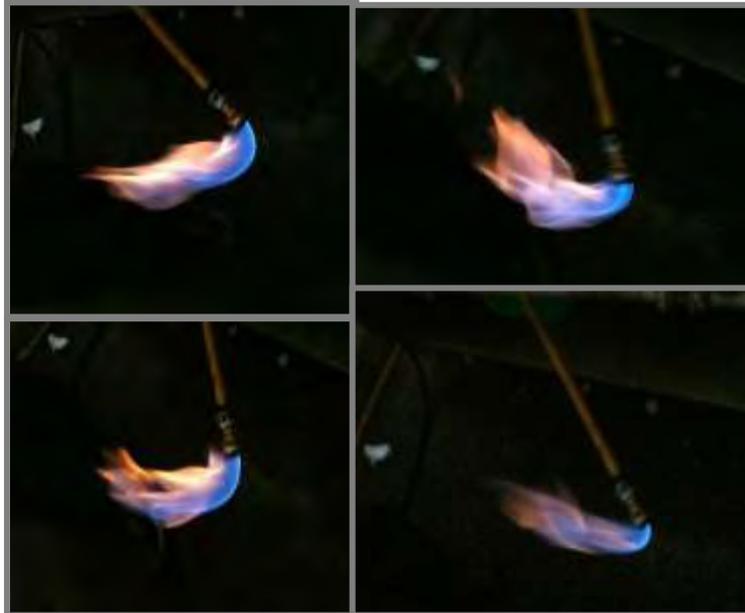


FIGURA 4.19. PROPUESTA PARA INSTALACIÓN DE BOLSAS



La composición del biogás puede determinarse mediante una cromatografía de gases, o bien, con un equipo electrónico detector de gases que permita conocer la composición precisa de metano, dióxido de carbono y otros elementos. No obstante, no se cuenta con el equipo para hacer esta determinación, sin embargo, se puede obtener una aproximación de la composición del biogás obtenido durante la operación del sistema mediante una prueba de inflamabilidad, la cual consistió en acercar un encendedor a la salida del biogás y observar si se presenta la flama y las características de la misma. Como se aprecia en la Figura 4.19, sí se generó una llama color azul, lo que garantiza un alto contenido de metano y una adecuada combustión.

FIGURA 4.20. PRUEBAS DE INFLAMABILIDAD DEL BIOGÁS GENERADO



4.2. RESULTADOS GLOBALES

Como se detalló previamente, la operación del prototipo de degradación anaerobia requirió de un proceso largo y detallado que implicó el análisis y preparación de cada uno de los equipos del sistema. Y aunque aún queda mucho por hacer para optimizar el funcionamiento de la planta, se logró comenzar con la operación y medición de algunos parámetros, a partir de los cuales, se hizo un registro y seguimiento de diversas variables. Durante diez meses aproximadamente se llevó una bitácora con las actividades realizadas, sin embargo, el análisis de datos se consideró a partir de la alimentación del prototipo y durante 95 días continuos, de los cuales, se debe descontar los sábados, domingos y días de asueto, por lo que, fueron 42 días de alimentación neta de los reactores anaerobios.

Con los registros y mediciones obtenidos durante dicho lapso de tiempo, así como otros cálculos realizados posteriormente, se elaboraron diversas gráficas, cuyas variables principales son: tiempo, temperatura, pH, carga de alimentación, volumen de

biogás y tiempo de residencia hidráulico (TRH). A continuación, se mostrarán y analizarán cada una de las gráficas, cuyos resultados servirán a futuro para el aprovechamiento y uso eficiente del biogás obtenido, así como para mejorar y optimizar el sistema anaerobio utilizado.

Los residuos recolectados, una vez seleccionados y preparados, se pesaron antes de ser triturados, de dichos registros se sabe que se suministraron en total 1,600 kilogramos de residuos durante el período de operación, equivalentes a 3.15 m^3 , por lo que, se puede aproximar que en promedio la densidad de los residuos sólidos orgánicos utilizados fue de 507.6 kg/m^3 . Según la Tabla 4.2, que muestra los valores de densidad o peso específico de algunos residuos, los residuos utilizados se encuentran en el rango de los residuos de comida húmedos, lo cual es aceptable, ya que en su mayoría se tuvieron residuos de frutas mezclados y residuos vegetales de amplia diversidad.

TABLA 4.2. PESO ESPECÍFICO Y CONTENIDO DE HUMEDAD DE DIVERSOS RESIDUOS ORGÁNICOS (Kaiser, 1996; Neissen, 1977)

Tipo de residuo	Peso específico [kg/m ³]		Contenido de humedad [% en peso]	
	Rango	Típico	Rango	Típico
<i>Domésticos no compactados</i>				
Residuos de comida (mezclados)	131-481	291	50-80	70
<i>Comerciales</i>				
Residuos de comida (húmedos)	475-950	540	50-80	70
<i>Agrícolas</i>				
Agrícolas (mezclados)	400-751	561	40-80	50
Residuos de frutas (mezclados)	249-751	359	60-90	75
Estiércol (húmedo)	899-1050	1000	75-96	94
Residuos de vegetales (mezclados)	202-700	359	60-90	75

Se define la carga de alimentación (Q) como el volumen de influente suministrado al sistema anaerobio, la cual se determinó de la suma de residuos y el agua utilizada para la trituración de los mismos. A partir de esto, se puede decir que la carga total de alimentación fue de 6.4 m^3 , con un promedio de $0.152 \text{ m}^3/\text{día}$, una carga mínima de $0.024 \text{ m}^3/\text{día}$ y una máxima de $0.216 \text{ m}^3/\text{día}$. Además, se observa en la Figura 4.20 las variaciones de carga, debido a diversas causas (cantidades variadas de generación de residuos, fallas en la bomba o el triturador, entre otras causas).

Durante la operación del prototipo se midió el pH tanto del influente como del efluente. En la Figura 4.21 se observa el comportamiento de dicho parámetro, que en la mayoría de los casos se ubicó en 7 (neutro) o muy cercano a este valor. En el caso del influente se obtuvo un promedio de 6.3, en algunas ocasiones se agregó cal para intentar neutralizar el pH, sin embargo, dado que el efecto no es inmediato, se procuró mantener un valor ligeramente menor para evitar que el pH se incrementara demasiado una vez dentro del reactor anaerobio. Para el efluente, el promedio de pH fue de 7.3, por lo que, se puede decir que el sistema operó en condiciones estables de alcalinidad.

Los reactores utilizados en el sistema anaerobio no tienen aislamiento alguno ni se cuenta con equipo para controlar o incrementar la temperatura (tales como: un calentador o intercambiador de calor), por tal motivo, se consideró la temperatura ambiente como la temperatura de operación del sistema y en la Figura 4.22 se aprecia la gráfica de los valores de temperatura registrados a partir del día uno durante el proceso de alimentación. De cuyos datos, se obtuvo un promedio de 19.46 °C, una temperatura mínima de 13.9 °C y una máxima de 22.5 °C. Como se observa en la gráfica, la mayor parte de los registros se encuentran entre 18 y 22 grados centígrados, corroborando así, que la operación se llevó a cabo entre el rango psicrófilo (5 a 20 °C) y mesofílico (20 a 40 °C).

La producción de biogás se observa representada en la Figura 4.23, la cual, muestra el volumen generado diariamente, con una producción mínima y máxima de 0.001 m³/día y 0.111 m³/día respectivamente. Como se puede apreciar, la mayoría de los valores se ubica en la parte inferior de la gráfica, con un promedio de generación de biogás de 0.026 m³/día. Durante el lapso de operación se generó un total de tan solo 1.076 m³. Las gráficas posteriores presentan la relación entre la producción de biogás y algunos de los parámetros registrados, lo que permitirá definir las variables que requieren mayor control para tener mayor producción de biogás.

La relación entre el volumen producido de biogás y la carga de alimentación se observa en la gráfica de la Figura 4.24, la cual tiene una tendencia lineal de pendiente positiva, cuya ecuación se presenta a continuación, donde V es el volumen de biogás (m³) y Q (m³/día) la carga de alimentación (influyente). Dicha tendencia nos indica que a mayor carga de alimentación, se tiene mayor producción de biogás, sin embargo, se deben recordar las condiciones del sistema y la variabilidad de la carga, además, el hecho de que para poder incrementar la carga se requiere de un equipo de trituración de mayor capacidad que sea capaz de procesar mayores cantidades de sustrato sin sufrir sobrecalentamiento.

$$V = 0.0531Q + 0.0232 \quad \dots(4.5)$$

En la Figura 4.25 se observa la relación entre la temperatura (T) y el volumen de biogás (V) a lo largo del tiempo, que aunque en los primeros días se observa una mayor generación de biogás, la tendencia de ambas curvas es similar, por lo que, se puede confirmar la relación entre la producción de biogás y la temperatura de operación del sistema anaerobio. La gráfica de la Figura 4.26 también presenta la relación entre la temperatura y el volumen, mostrando a éste último como función de la temperatura mediante la ecuación 4.6. Tener un control de la temperatura del sistema puede mejorar la producción de biogás, sin embargo, ello implicaría costos adicionales para la instalación y mantenimiento de los equipos necesarios.

$$V = 0.003T - 0.0302 \quad \dots(4.6)$$

El tiempo de residencia hidráulico (TRH) se obtuvo despejando de la ecuación 3.1, quedando como se observa en la ecuación 4.7, donde el volumen del reactor es la suma de los volúmenes de los reactores, y la carga es la variable ya mencionada. En la Figura 4.27 se presenta la relación entre la temperatura, el TRH y el volumen de biogás, el comportamiento de éstos últimos parámetros es muy similar, tendiendo

ambos hacia las temperaturas más altas. Por otro lado, en la gráfica de la Figura 4.28 se aprecia la relación del volumen de biogás y el TRH cuyos valores son muy constantes con respecto a la producción de biogás, con un promedio de 48 días, y valores mínimo y máximo de 28 y 125 días respectivamente.

$$TRH = \frac{\text{Volumen del reactor}}{Q_n} = \frac{\text{Volumen total}}{Q_n} = \frac{6.25 \text{ m}^3}{Q_n \text{ m}^3/\text{día}} = [\text{días}] \quad \dots(4.7)$$

Todos los parámetros analizados deben ser registrados y darles el seguimiento adecuado, aunque es importante resaltar el mayor impacto de variables como la temperatura y la carga de alimentación con respecto a la producción de biogás. Teniendo un mayor control en la operación del sistema y en un periodo más largo de análisis se podrán obtener resultados cada vez más confiables y precisos. Las gráficas siguientes son un reflejo del comportamiento del sistema, lo cual, permite entender mejor el funcionamiento del mismo para establecer condiciones más favorables y tener una mayor producción de biogás.

Durante las últimas cinco semanas de operación se tomaron muestras del influente y del reactor para conocer la densidad y analizar la concentración de materia orgánica, determinando el contenido de Sólidos Totales (ST), de Sólidos Totales Fijos (STF) y Sólidos Totales Volátiles (STV). Dichos parámetros definen el contenido de materia orgánica del residuo y, por ende, su potencial como materia prima para un proceso anaerobio. Gran parte del contenido de STV son compuestos biodegradables susceptibles de ser consumidos y transformados por las bacterias anaerobias. Por lo tanto, entre más alto sea el contenido de STV, mayor será la probabilidad de generar biogás.

Los Sólidos Totales (ST) indican el contenido de materia seca, tanto orgánica como inorgánica, mientras que los Sólidos Totales Volátiles representan la porción de materia sólida que puede ser oxidada y volatilizada al exponerla a cierta temperatura, es decir, la porción orgánica de los ST. Por lo que, los STF constituyen la porción inorgánica. En la Tabla 4.3 se observan los resultados obtenidos de la densidad y concentraciones de sólidos a partir de las muestras del influente y del reactor. Por otro lado, las Figuras 4.29, 4.30 y 4.31 indican gráficamente la relación entre el porcentaje de remoción de sólidos y los días de operación, el volumen de biogás y el TRH respectivamente.

En la Figura 4.29 se observa que el mayor porcentaje de remoción se presentó entre el día 50 y 60 de operación del reactor, teniendo una remoción del 60 al 100% de STV. En relación a la producción de biogás, la Figura 4.30 no indica una clara dependencia con el porcentaje de remoción. Finalmente, la Figura 4.31 muestra mayor remoción de sólidos con un TRH entre 25 y 45 días. Sin embargo, en los tres casos, es recomendable que se tengan más muestreos que proporcionen resultados más fiables y precisos.

A partir de los resultados de la Tabla 4.3 se determinaron los sólidos contenidos por día, teniendo un promedio de 15.98 kgST/día, 2.88 kgSTF/día y 13.1 kgSTV/día para el influente, mientras que en el reactor se obtuvo un promedio de 3.42 kgST/día, 1.31 kgSTF/día y 2.004 kgSTV/día, observando en ambos casos mayor proporción de sólidos volátiles con respecto de los fijos, lo cual representa una mejor calidad de degradación. Así mismo, se calculó una producción de $0.013 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{kgSTV}$, valor que se encuentra muy por debajo del rango estimado de $0.2\text{-}0.69 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{kgSTV}$ (Cecchi y col., 1997). Finalmente, la tabla 4.4 muestra una comparación de los parámetros obtenidos en este trabajo con respecto a otras investigaciones.

TABLA 4.3. DENSIDAD Y CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS

	ST		STF		STV		Remoción			Densidad	
	[g/ml]	[g/ml]	[g/ml]	[g/ml]	[g/ml]	[g/ml]	ST	STF	STV	[kg/m ³]	[kg/m ³]
Muestra	Influente	Reactor	Influente	Reactor	Influente	Reactor	%	%	%	Influente	Reactor
1	0.1065	0.0122	0.0102	0.0071	0.0963	0.0051	88.5	30.4	94.7	1100.0	942.9
2	0.2096	0.0283	0.0225	0.0214	0.1871	0.0049	86.5	4.8	97.4	1156.4	938.2
3	0.1118	0.0239	0.0456	0.0004	0.0662	0.0223	78.6	99.1	70.6	1100.0	873.9
4	0.0650	0.0287	0.0112	0.0095	0.0538	0.0192	55.8	15.2	64.3	796.3	381.8
5	0.0398	0.0085	0.0024	0.0022	0.0374	0.0063	78.6	8.3	83.2	963.6	791.9
6	0.0440	0.0199	0.0064	0.0062	0.0376	0.0137	54.8	3.1	63.6	864.7	747.1
Promedio	0.0961	0.0203	0.0164	0.0078	0.0797	0.0119	73.8	26.8	79.0	996.83	779.30

Influente. Este corresponde a la muestra tomada antes de introducirlo al proceso de degradación. Incluye el sustrato (residuos preseleccionados y triturados) mezclado con agua y con las enzimas correspondientes.

Reactor. Se analizó una muestra del contenido de los reactores en una de las válvulas de muestreo que conecta los reactores R-I y R-II.

FIGURA 4.21. ALIMENTACIÓN DEL SISTEMA ANAEROBIO

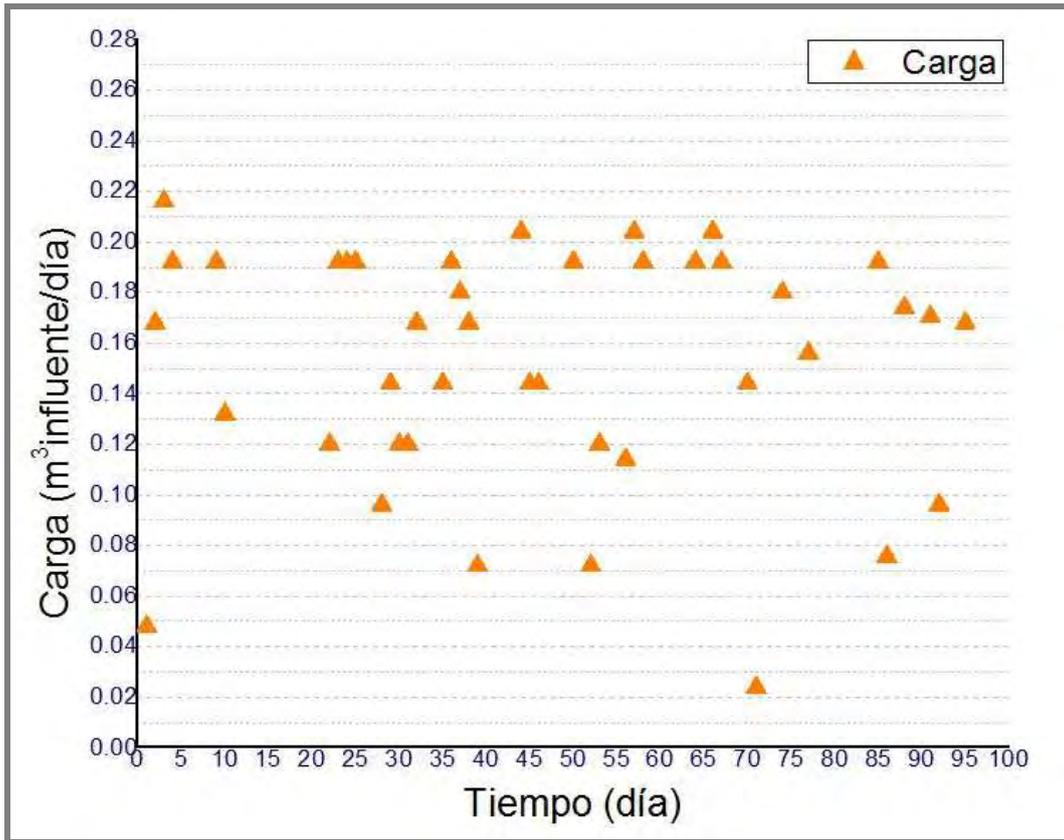


FIGURA 4.22. COMPORTAMIENTO DEL PH EN EL SISTEMA ANAEROBIO

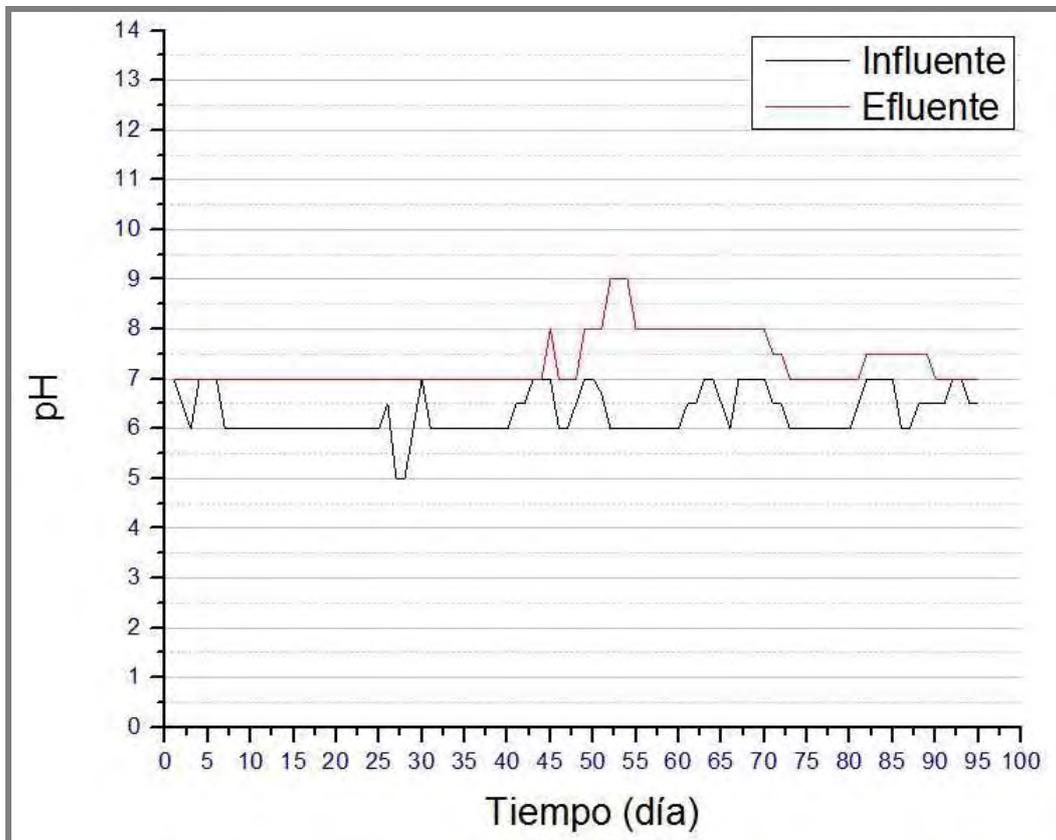


FIGURA 4.23. COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA EN EL SISTEMA ANAEROBIO

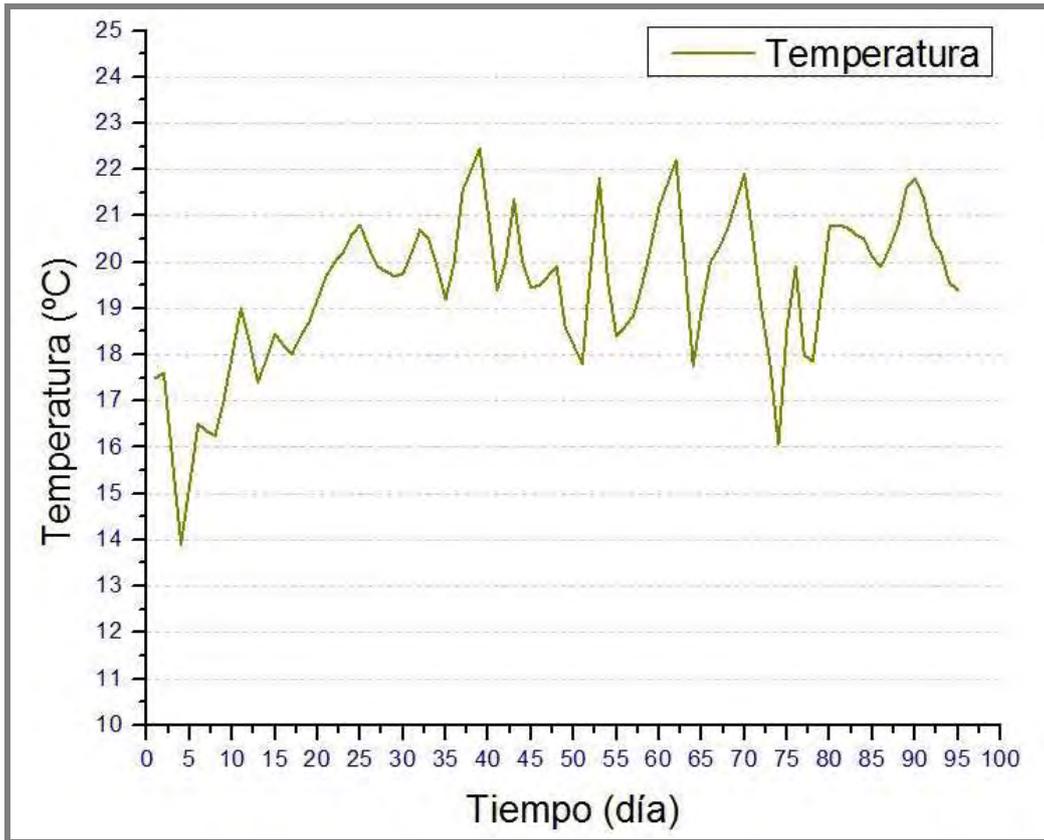


FIGURA 4.24. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

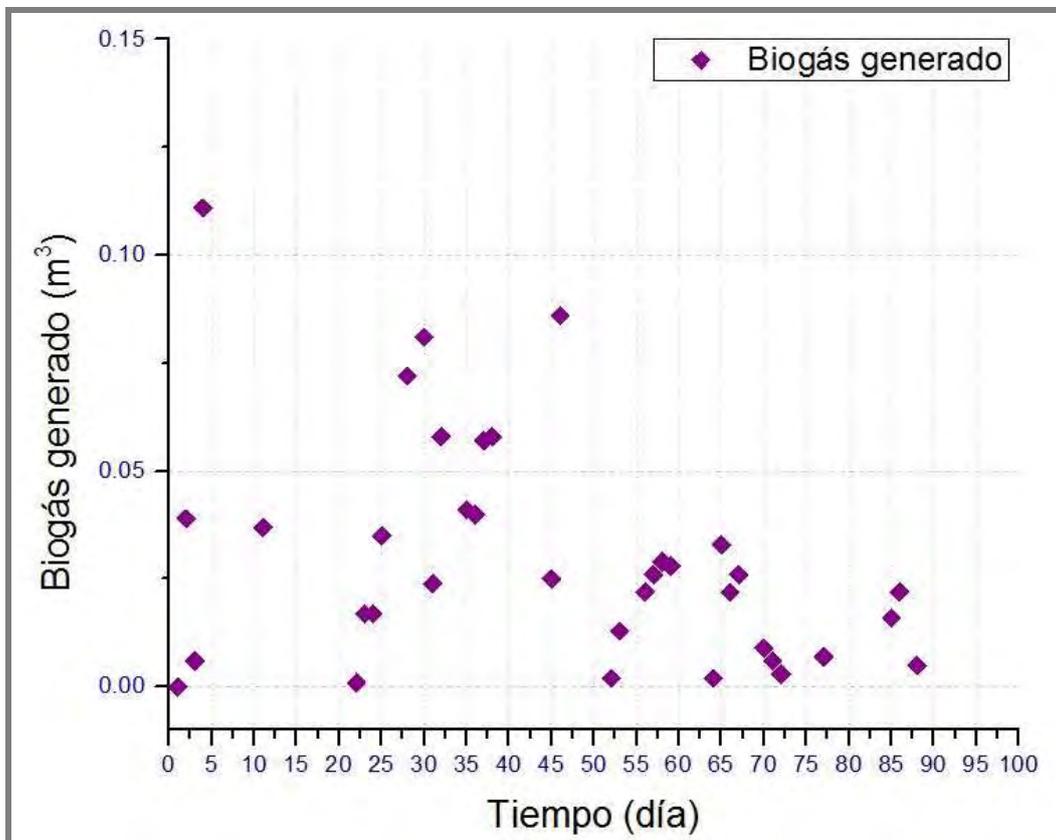


FIGURA 4.25. RELACIÓN DE LA CARGA Y EL VOLUMEN DE BIOGÁS

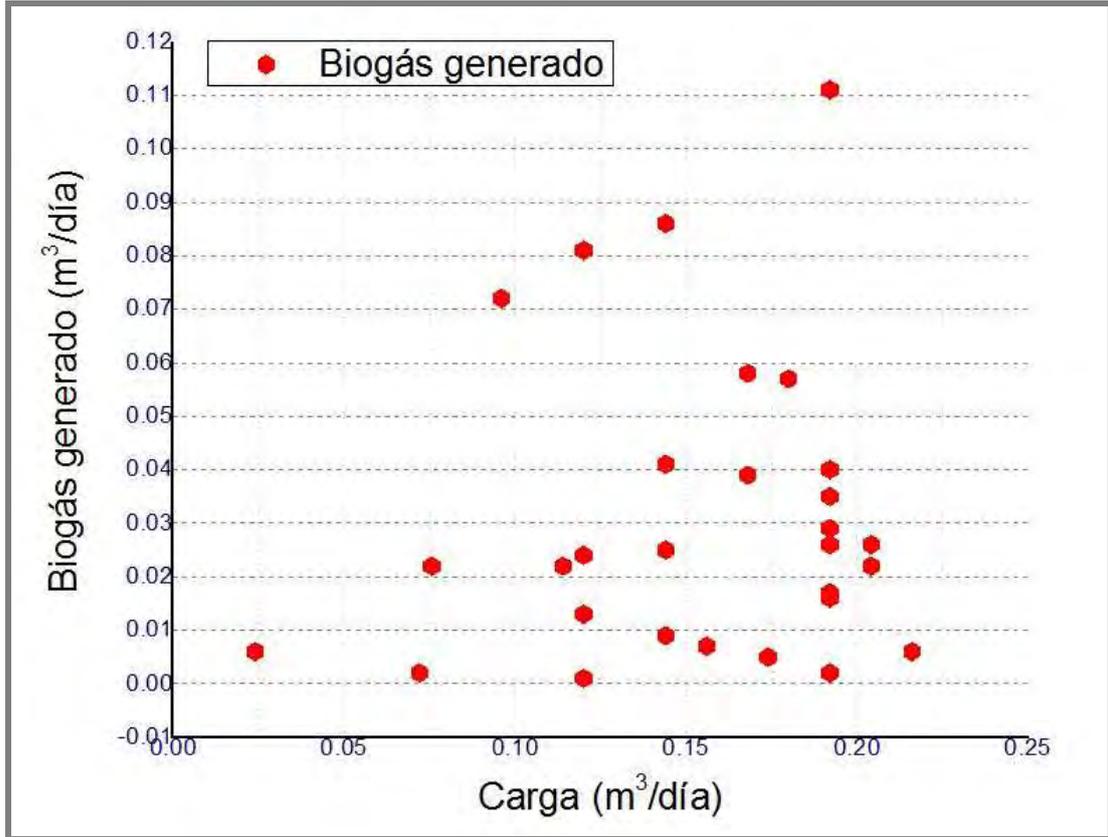


FIGURA 4.26. RELACIÓN DE LA TEMPERATURA Y EL VOLUMEN DE BIOGÁS

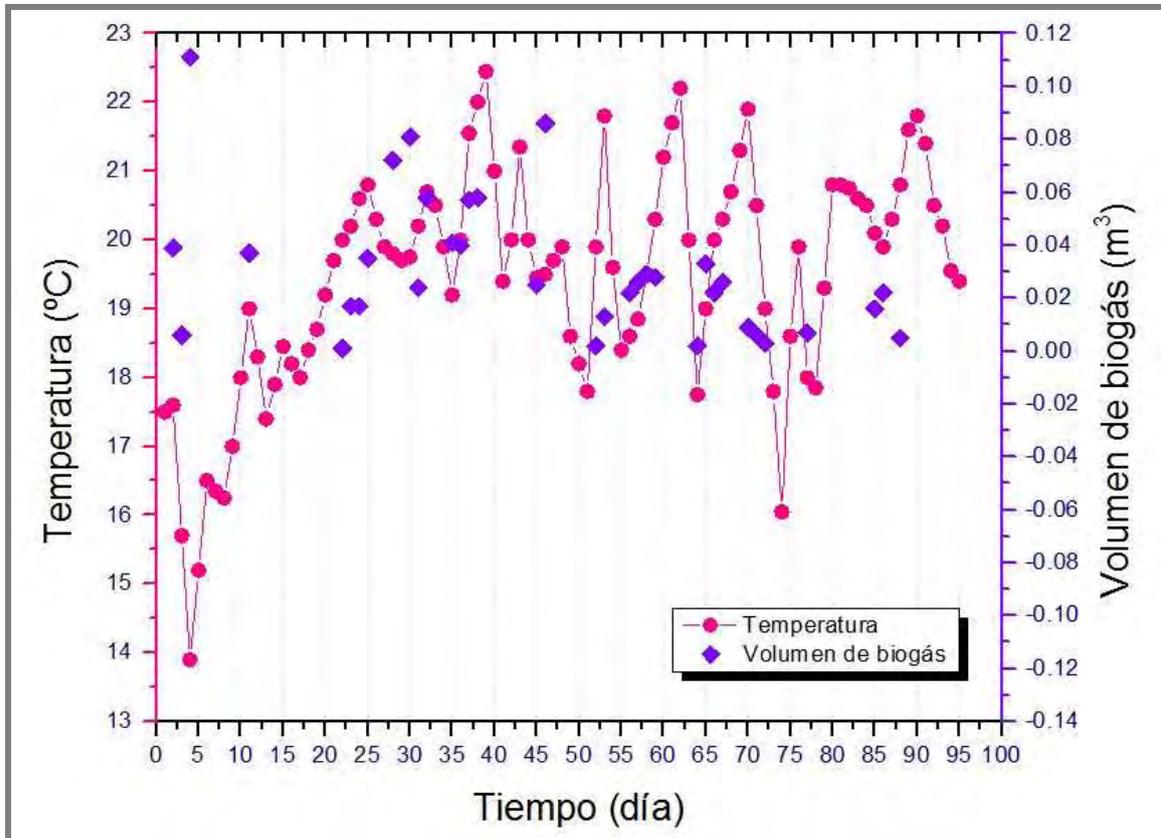


FIGURA 4.27. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS EN FUNCIÓN DE LA TEMPERATURA

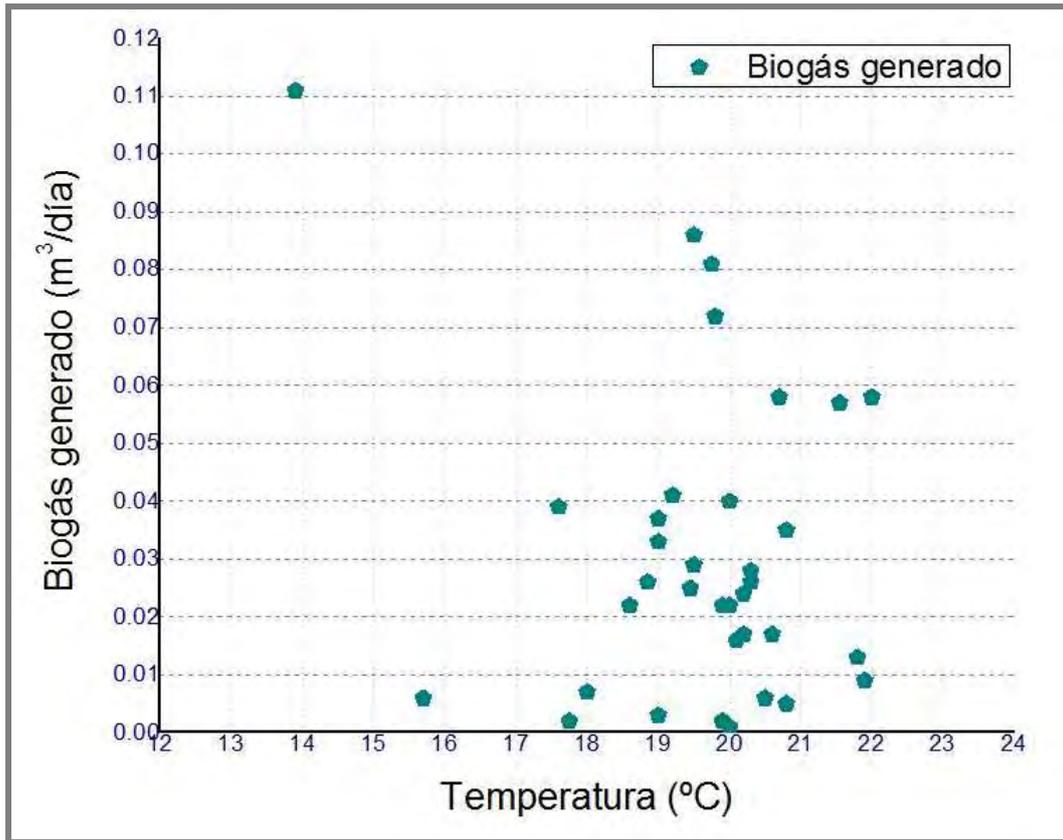


FIGURA 4.28. RELACIÓN DE LA TEMPERATURA, VOLUMEN DE BIOGÁS Y TRH

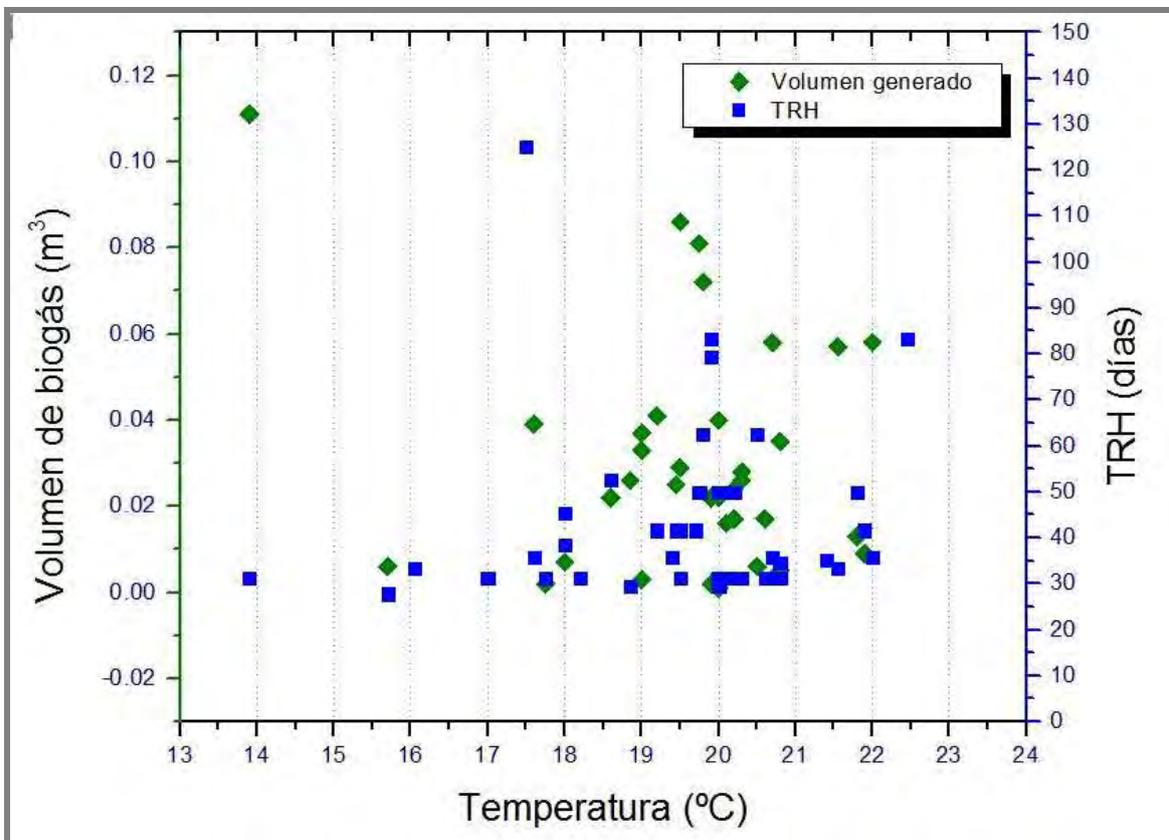


FIGURA 4.29. RELACIÓN ENTRE EL VOLUMEN DE BIOGÁS Y EL TRH

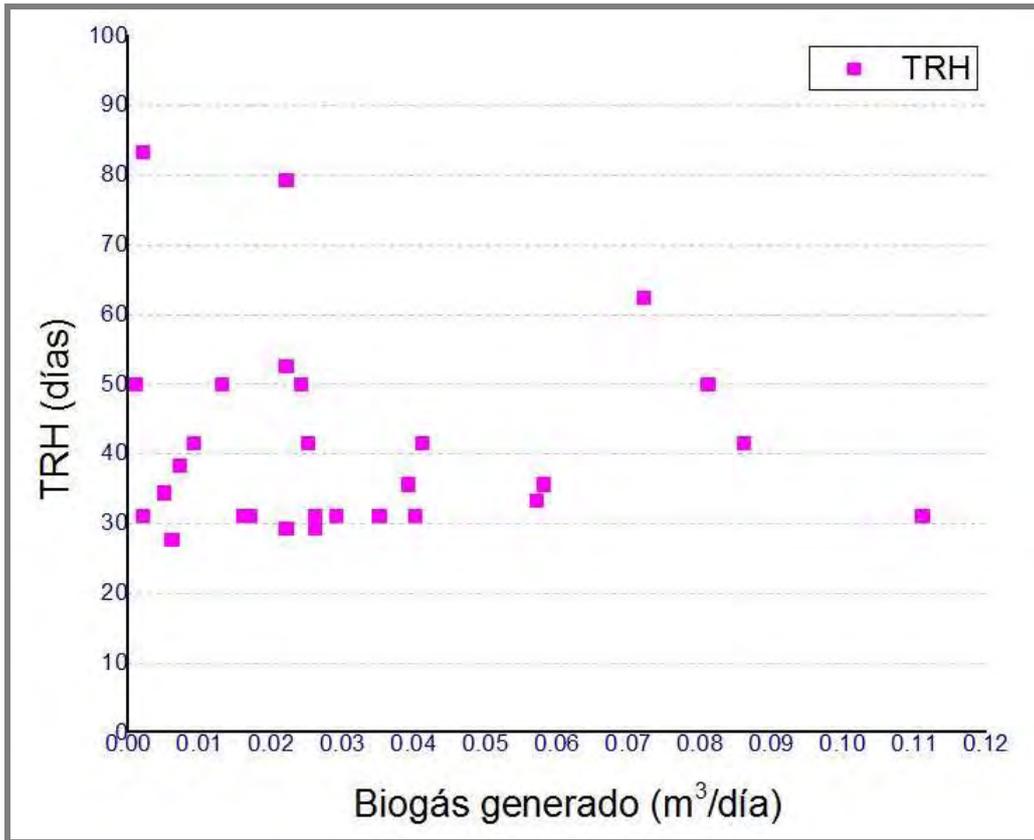
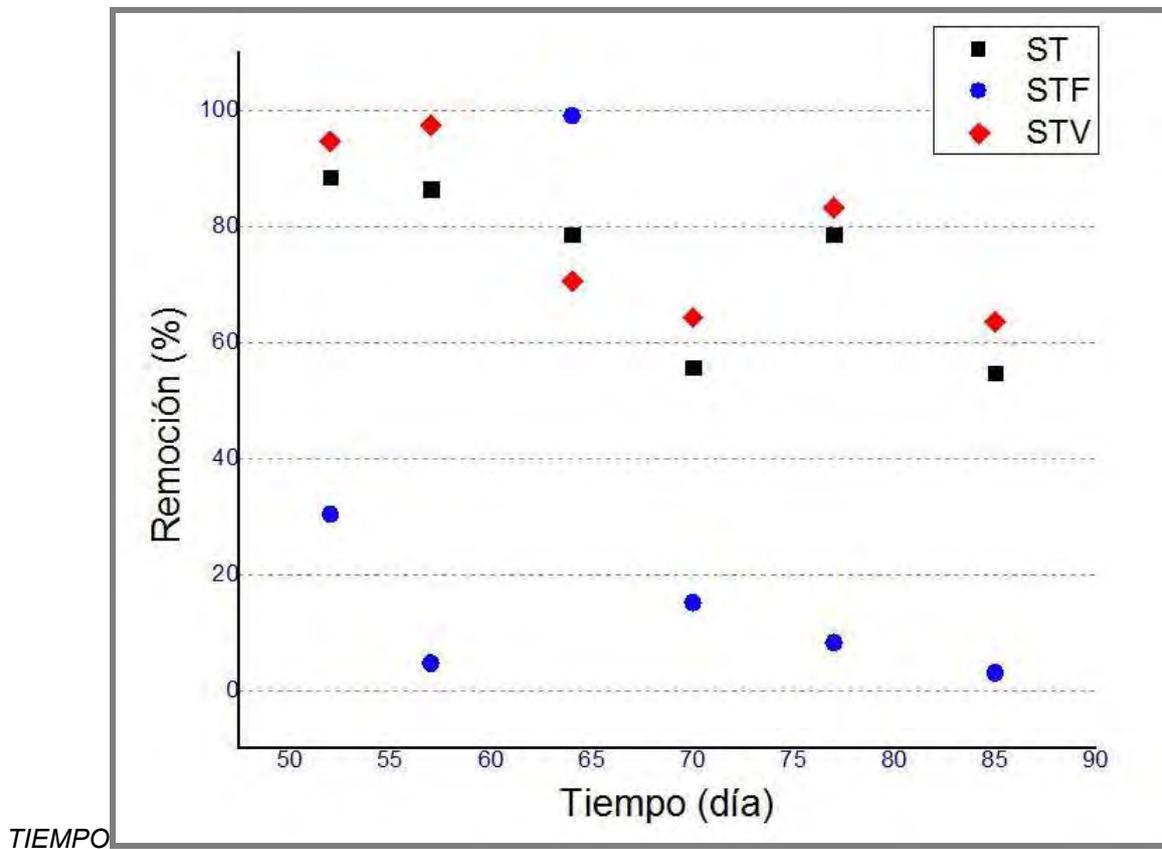


FIGURA 4.30. REMOCIÓN DE SÓLIDOS CON RESPECTO AL



TIEMPO

FIGURA 4.31. REMOCIÓN DE SÓLIDOS Y VOLUMEN DE

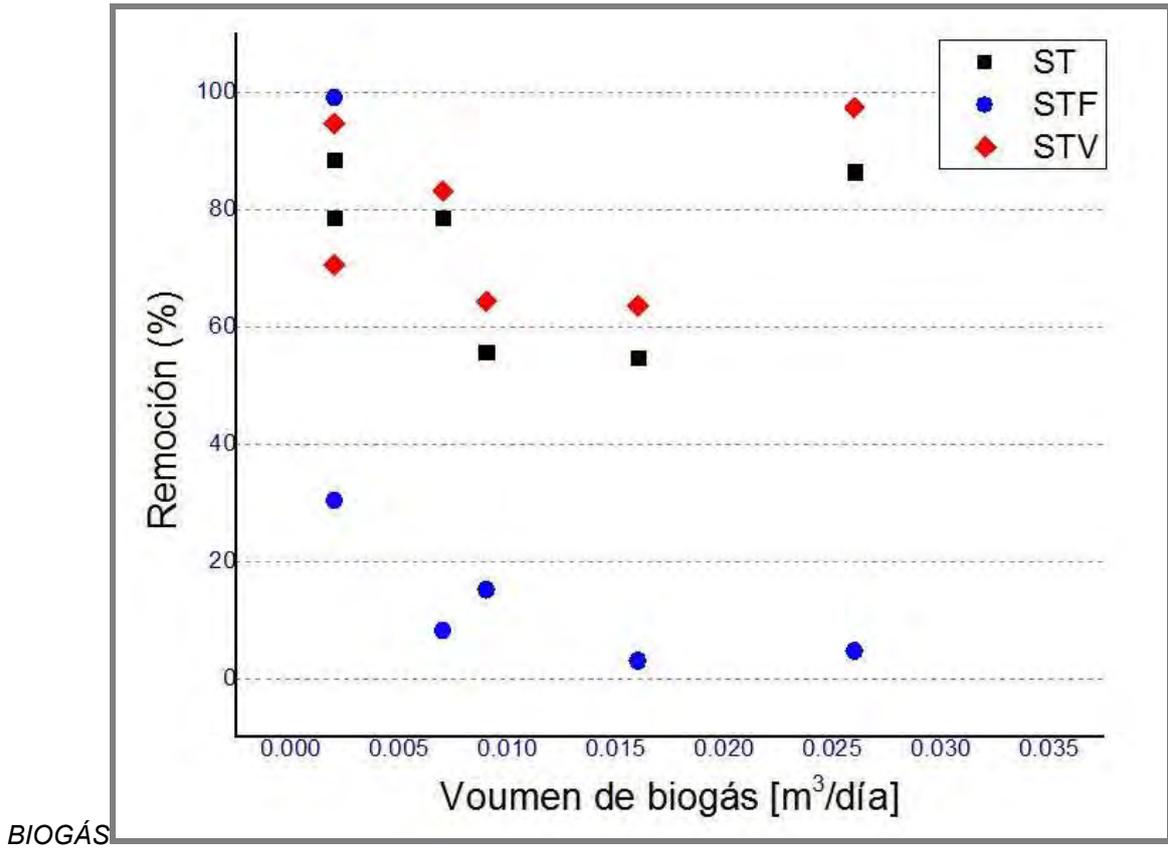


FIGURA 4.32. REMOCIÓN DE SÓLIDOS Y

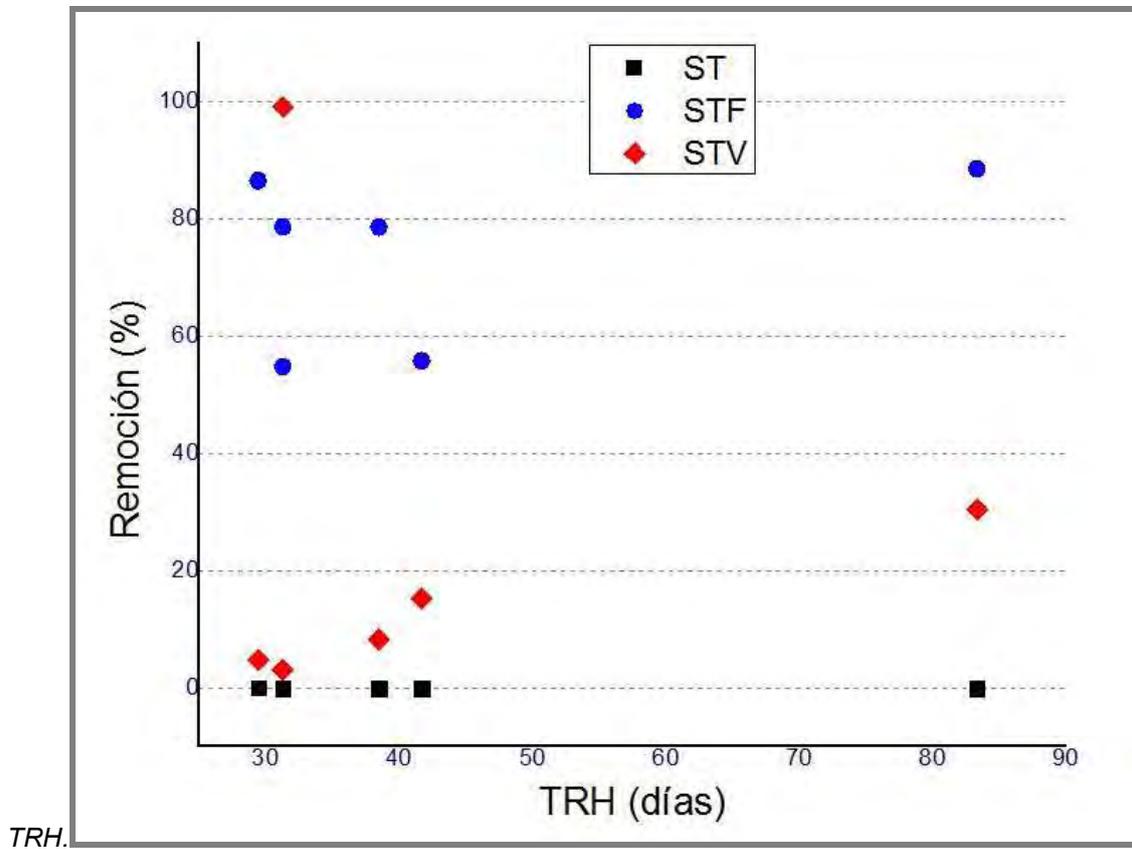


TABLA 4.4. RESUMEN DE PARÁMETROS Y RESULTADOS DE OTROS TRABAJOS.

Temperatura de operación [°C]	TRH [días]	pH	Capacidad del reactor	Tiempo de operación	Producción de Biogás	% Remoción STV	Carga de alimentación	Densidad [kg/m ³]	
14-22.5	48	7.3	4.68 [m ³]	42 [días]	0.026 [m ³ /día]	79	0.152 [m ³ influente/día]	779.3	Cibarium
35	20	6.89	8 [litros]	-	0.43- 0.51 [m ³ /kgSV]	41 a 48	1.6-2.6 [kgSV/m ³ *día]	-	Peres y col., 1992
50-55	40	7.2	6 [m ³]	-	2.7 [m ³ /m ³ *día]	40	170 [kg]	-	Wellinger y col., 1992
35-55	15	-	-	10 a 75 [días]	-	-	40-400 [ton]	-	Ahring y col., 1992
35	20	6.8 a 7.2	2 a 8 [litros]	6 a 8 [meses]	-	50 a 67	1.6 [gSV/L*día]	-	Schmidell y col., 1986
55	18 a 21	7.3	56 [m ³]	3 [semanas]	164 [m ³ CH ₄ /t ST]	-	10-13 [kgSV/m ³ *día]	-	Six y De Baere, 1992
20-35	50	-	5 [m ³]	3 [años]	-	-	7-10 [kgSV/m ³ *día]	280	Ten Brummeler y col., 1992
55	21 a 42	7.5 a 8.0	368 [m ³]	42 [días]	0.2 [m ³ /kgSV]	37 a 45	3.2 [kgSV/m ³ *día]	-	Chynoweth y col., 1992

4.3. IMPACTO DEL PROYECTO

Como se ha visto durante el desarrollo de este trabajo, la degradación anaerobia es un proceso complejo que depende de muchas variables para su operación eficiente, no obstante, la aplicación de un sistema anaerobio tiene consecuencias favorables en el ámbito económico, ambiental y social. Estos efectos se pueden apreciar en las diferentes etapas de la operación, obteniendo beneficios a corto, mediano, o largo plazo.

Previo a la utilización de los residuos en el proceso anaerobio se tiene una reducción de la cantidad de residuos que llegan a la etapa de disposición final, disminuyendo el volumen de los residuos, pues de las 13 mil toneladas de residuos sólidos urbanos generadas diariamente, tan sólo en la ciudad de México, el 45% es materia orgánica. Se debe resaltar la importancia de la separación de los residuos en el origen, debido a las implicaciones de salud pública inminentes, además de la reducción del peso volumétrico que esto conlleva y la disminución de costos en la gestión integral de residuos sólidos urbanos gracias a la reducción de origen mencionada anteriormente.

En el ámbito económico, el uso del prototipo de degradación anaerobia tiene un impacto directo y otro indirecto. El impacto directo, se apreciará en cuanto se tenga una operación integral del sistema en condiciones óptimas y se verá reflejado en el ahorro por la sustitución del gas LP por biogás producido con los residuos orgánicos. Por otro lado, al disminuir el volumen de los residuos, los costos que implica la recolección, transferencia y transporte, aprovechamiento y disposición final de los residuos se ven también reducidos, teniendo un impacto económico indirecto.

El impacto ambiental del sistema de degradación anaerobio puede analizarse de diferentes enfoques. El primero, en el agua, la cual se utiliza básicamente para la higiene y uso personal de quienes operan la planta. Para el proceso de trituración, hidratación y alimentación se utiliza el agua del efluente, por lo que se tiene un ahorro de cerca de 80 litros en promedio por cada carga suministrada. Por otro lado, se tiene el impacto sobre el suelo, aunque suele utilizarse la materia orgánica directamente sobre la tierra, esto no garantiza la adecuada absorción de los nutrientes y puede tener inconvenientes para el ambiente y la salud humana. Estos inconvenientes se pueden evitar mediante el tratamiento anaerobio, el cual, estabiliza la biomasa residual, permitiendo la recuperación y reincorporación de un porcentaje alto de compuestos de utilidad en la fertilización de tierras. Los lodos digeridos producto de la degradación presentan una cantidad significativa de compuestos como nitrógeno, fósforo y potasio en proporciones variables de acuerdo al sustrato y a las condiciones del proceso.

Finalmente, el impacto sobre la atmósfera, que implica efectos como: la generación de malos olores, reproducción de fauna nociva y emisión de gases efecto invernadero (GEI). Aunque el proceso de degradación anaerobia en sí mismo es un productor de un GEI, el efecto sobre la atmósfera se reduce ya que el metano tiene un potencial de calentamiento de alrededor de 21 veces más que el CO₂ (otro GEI). Al usar el biogás como combustible, el metano presente (en su mayoría) se oxidará produciendo CO₂ y evitando, en la proporción mencionada, el calentamiento atmosférico producido por el metano. Para contrarrestar los otros efectos, se efectuaron algunas acciones: mantener, en la medida de lo posible, aislado el sistema, se taparon los estanques de sedimentación, se sellaron dos ventanas del restaurante que daban directamente a la planta y se evita dejar remanentes de residuos.

Por otro lado, a nivel social, el proyecto puede tener una mala aceptación, debido al desconocimiento de la tecnología instalada, así como de los beneficios que se obtienen de la adecuada operación de la misma. Por tal motivo, es indispensable crear conciencia entre los operadores de la planta, el personal que labora en el restaurante, los comensales, la comunidad universitaria y el público en general, de las ventajas que ofrece el uso de la degradación anaerobia de residuos sólidos orgánicos. Mediante la difusión de la información se puede lograr paulatinamente la concientización de la sociedad, lo cual, permitirá la aceptación de la planta, la operación más eficiente de la misma, así como el desarrollo de instalaciones similares.

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. CONCLUSIONES

A partir del análisis efectuado a la información recabada de la investigación realizada, así como de los resultados obtenidos de la operación del sistema, se plantearon las siguientes conclusiones. Como se encontró en la bibliografía, se observó también en la práctica que los procesos anaerobios son particularmente sensibles a cambios en su régimen de alimentación, tanto desde el punto de vista cuantitativo como cualitativo. Para el prototipo utilizado, se observó en el aspecto cuantitativo que se tienen variaciones importantes a lo largo del año, debido a que el servicio en el restaurante es de aproximadamente 264 días, lo que representa un factor de operación de tan sólo 72% anualmente.

Por otro lado, desde el punto de vista cualitativo casi cualquier sustrato orgánico puede ser convertido en metano por bacterias anaerobias, sin embargo, los residuos con alto contenido de celulosa y lignina se descomponen lentamente bajo un sistema anaerobio, por lo que se prescinde de ellos durante el proceso de selección. Entre los residuos separados se encuentran tallos, cáscaras de tomate y cáscaras de naranja, que además, pueden representar graves problemas en el triturador. Además, cuanto mayor sea su contenido en grasa y proteína, mayor será también su contenido proporcional en metano. Una forma de mejorar el desempeño del digestor es a través de la reducción del tamaño de la partícula, lo cual se logra durante el pre-tratamiento y trituración de los residuos. Al tener un sustrato bien preparado, se puede acelerar e intensificar el proceso de degradación de los residuos, facilitando la producción de biogás.

La carga máxima de alimentación de influente a los reactores fue en el día 3, mismo donde se obtuvo el menor TRH (28 días). A mayor carga de alimentación, se tiene mayor producción de biogás, sin embargo, la capacidad del triturador es insuficiente para tal efecto. De acuerdo a los resultados obtenidos, se encontró que en el día 4 de alimentación se obtuvo la mayor producción de biogás, operando a una temperatura promedio de 19.46 °C. Con respecto a dicho parámetro, se puede confirmar la relación entre la producción de biogás y la temperatura de operación del sistema anaerobio, por lo que tener un control de la temperatura del sistema puede mejorar la producción de biogás.

Gran parte del contenido de STV son compuestos biodegradables susceptibles de ser consumidos y transformados por las bacterias anaerobias. Por lo tanto, entre más alto sea el contenido de STV, mayor será la probabilidad de generar biogás. En promedio, los sólidos contenidos en el influente fueron 13.1 kgSTV/día, mientras que en el reactor se obtuvo un promedio de 2.004 kgSTV/día, observando en ambos casos mayor proporción de sólidos volátiles con respecto de los fijos, lo cual representa una mejor calidad de degradación. Sin embargo, cabe destacar que la producción de 0.013 m³biogás/kgSTV se encuentra muy por debajo del rango estimado.

La criticidad de las condiciones anaerobias es tal, que concentraciones de solo 0.01 mg/L de oxígeno disuelto en el medio inhiben completamente el proceso, por lo que es imprescindible mantener el sistema en ausencia de oxígeno. Otro parámetro importante es el pH del reactor, cuyo rango óptimo para la producción de metano es de 7-7.2, aunque la producción de biogás es satisfactoria en un intervalo de 6.2 y 7.8, tal como se operó el sistema en el lapso de análisis. El pH en el reactor anaerobio es función de la alcalinidad, la fracción de CO₂ y la concentración de ácidos grasos. Otro factor importante es la cantidad de luz que recibe el sistema, ya que la luz inhibe severamente la metanización, por lo tanto, la formación de metano debe realizarse en un lugar totalmente oscuro.

El inóculo o población inicial de bacterias anaerobias es fundamental en el reactor para llevar a cabo la degradación. Para nuestro caso se utilizaron 2 m³ de lodos, los cuales presentaron una alta concentración microbiana pues se observó generación de biogás durante el periodo de estabilización, aún sin tener una carga de alimentación constante. La adaptación de la población microbiana al medio es un proceso lento, factor que debe considerarse en cualquier caso de estudio y que podría precisarse conociendo más detalladamente los nutrientes disponibles y la presencia de sustancias inhibitoras o tóxicas. Además, para garantizar la calidad de la población y, por tanto, la degradación de los residuos, se agregaron enzimas catalizadoras.

Aunque no se obtuvo la generación de biogás esperada en el prototipo utilizado, este trabajo permitió definir algunas de las variables que requieren mayor control en la producción de biogás. De tal forma, que se puede decir que el volumen total de biogás que puede generar cierta cantidad de residuos sólidos orgánicos depende, principalmente de la masa de los mismos. Incrementando el factor de operación de la planta, teniendo mayor control de la temperatura y dando un seguimiento más preciso a todos los parámetros en un periodo más largo de análisis se espera que obtenga una mayor producción de biogás.

5.2. RECOMENDACIONES

Dados los resultados y las conclusiones correspondientes al análisis de este trabajo, se proponen a continuación una serie de recomendaciones para la operación del reactor anaerobio, las cuales mejoren las condiciones del sistema para contar con un sistema eficiente y rentable.

Se sugiere la implementación de un triturador de mayor capacidad, ya que, el que se encuentra instalado actualmente es de uso doméstico y con cierta carga de sustrato se calienta el motor y deja de funcionar. O bien, hacer las mejoras pertinentes para que el triturador pueda procesar mayores cantidades de residuos. Se debe considerar ampliamente esta recomendación, ya que como se mencionó anteriormente, la cantidad y constancia en la alimentación de los reactores es uno de los factores más importantes que impactan en la producción de biogás.

El tanque receptor del sustrato triturado cuenta con una válvula en la parte inferior para el suministro al sistema, sin embargo, al bombear el influente queda un remanente en el tanque. Por tal motivo, el diseño del tanque receptor es altamente susceptible de mejora, para que se

pueda suministrar el influente sin introducir aire a los reactores, pues como se mencionó, concentraciones muy pequeñas de oxígeno pueden inhibir el proceso. Por otro lado, un diseño que minimice o evite los remanentes eliminaría el principal foco causante de fauna nociva.

La luz inhibe el proceso de formación de metano, por lo que se recomienda cubrir las entradas de luz al sistema. Aunque los reactores se encuentran herméticamente cerrados, uno de ellos cuenta con una carátula de observación, a través de la cual puede entrar luz. La entrada a la planta es a través de una reja, la cual, está ubicada al este, recibiendo la luz del sol gran parte del día. Por otra parte, se sugiere la colocación de un techo firme que evite la entrada de luz, infiltraciones de agua y la comisión de delitos.

Un sistema de bombeo eficiente debe contar con bombas de respaldo para llevar a cabo el mantenimiento preventivo o correctivo correspondiente. Se recomienda la instalación de una bomba de respaldo, o bien, un sistema alternativo de suministro, ya que al presentarse alguna falla en la bomba, el sistema no puede alimentarse ni recircularse, interrumpiendo temporalmente la operación del sistema anaerobio, y en consecuencia, reduciendo la producción de biogás.

Ocurre algo similar con el sistema hidráulico, en el cual, no se tiene una llave de paso que permita interrumpir el flujo de agua para llevar a cabo acciones de mantenimiento. Además, el flujo de la tarja de la mesa de trabajo desemboca en la orilla de la banqueta y no directamente en el sistema de drenaje, lo que puede producir inconvenientes de limpieza. Por ello, se sugiere revisar y mejorar el sistema hidráulico.

Tener un mayor control de los parámetros evaluados permitirá una operación eficiente del sistema anaerobio, sin embargo, para ello se requiere de instalaciones complementarias que consideren diversos aspectos del sistema. Uno de ellos, es el contenido real al interior de los reactores, el cual, no se puede determinar a simple vista, por lo que sería deseable que cada uno de ellos contara con un medidor de nivel. Este aspecto debió considerarse durante la instalación, ya que de realizarse actualmente sería un proceso complicado. De manera general, se sugiere la implementación de equipos de automatización y control que permitan obtener resultados más precisos de temperatura, pH, masa, entre otras características, tanto del influente, como al interior de los reactores.

Con respecto al biogás generado se desconoce su composición, por lo que se recomienda utilizar un medidor de gases que permita determinar el contenido de metano, dióxido de carbono y otros gases presentes en el biogás para evaluar la calidad en la producción. Además, como medida de seguridad un digestor debe estar equipado para monitorear combustibles y ausencia de oxígeno. Para el aprovechamiento del biogás podría utilizarse una unidad de compresión del biogás, aunque una compresión de 200-350 kg/cm² representa un costo energético del 20% de la energía acumulada.

Durante la operación del sistema se detectaron algunos desajustes en los niveles de biogás y el volumen de la bolsa, por lo que se requiere que el biogás sea aprovechado antes de disponer del efluente de los reactores, además de mejorar la instalación para el almacenamiento. Sería adecuado hacer la instalación en paralelo recomendada, permitiendo así, la independencia de las bolsas de almacenamiento para su mantenimiento y evitando el desajuste del sistema.

Para mantener la higiene en el manejo de residuos es importante considerar las curvas sanitarias, las cuales, tienen por objeto redondear las uniones de muros, pisos y techos, facilitando la limpieza y evitando que se acumulen residuos y/o microorganismos indeseables. Por tal motivo, las curvas sanitarias serían altamente recomendables en toda la planta, especialmente en los estanques de sedimentación por el tipo de sustancias que se manejan. Aunque idealmente debieron considerarse durante la construcción, existen métodos y materiales variables para su colocación en instalaciones ya existentes.

Durante la inoculación es recomendable determinar la viabilidad de los lodos por métodos microbiológicos o químicos. Una vez en la operación del sistema se debe mantener la hermeticidad del sistema revisando la instalación para detectar posibles fugas, así mismo, es recomendable que se tengan más muestreos que proporcionen resultados más fiables y precisos además de elevar el factor de operación del sistema y mantener un nivel constante de alimentación.

Finalmente, la optimización del sistema anaerobio requiere una inversión considerable de tiempo y recursos, así como de la adecuada difusión de la información a la sociedad acerca del manejo y aprovechamiento de los residuos, permitiendo así, el apoyo al desarrollo de proyectos de este tipo.

GLOSARIO

Aerobio. Que requiere o no se destruye por la presencia de oxígeno elemental libre.

Alcalinidad. Capacidad de un medio a resistir o neutralizar ácidos.

Anaerobio. Condición en la que no hay oxígeno libre disponible. Que requiere o no se destruye por la falta de oxígeno elemental libre.

Ácidos volátiles. Ácidos grasos que contienen seis o menos átomos de carbono, que son solubles en agua y que pueden ser destilados al vapor a presión atmosférica. Tienen olores fuertes y con frecuencia se producen durante la descomposición anaerobia.

Biodegradabilidad del flujo. Cociente entre la DBO_5 y la DQO; si el resultado está por debajo de 0.2, el fluido se considera como no biodegradable.

Co-digestión. Digestión anaerobia de materiales de diferente origen, mezclados juntos.

Contenido de sólidos. Opuesto de la humedad, se obtiene al restar al 100% el porcentaje de humedad. En el caso de la biomasa residual húmeda, la proporción suele ser alrededor de 70%.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Cantidad de oxígeno disuelto que requieren los microorganismos presentes en un medio acuoso para llevar a cabo la oxidación de la materia orgánica biodegradable presente en una masa de agua.

Demanda química de oxígeno (DQO). Da cuenta de la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación de toda la materia oxidable, tanto orgánica como inorgánica, por ello, la DQO es mayor que la DBO.

Efluentes gaseosos. Subproductos de las reacciones bioquímicas a cargo de los microorganismos que actúan sobre la materia orgánica.

Efluentes líquidos. Subproductos líquidos que pueden resultar útiles para la fertilización orgánica de cultivos dada la concentración importante de materia orgánica no digerida.

Efluentes sólidos. Lodos procedentes del espesamiento y deshidratación de los efluentes de

procesos aerobios y anaerobios. Suelen someterse a un post-tratamiento para convertirlos en productos de utilidad agrícola.

Enzima. Catalizador producido por células vivas. Todas las enzimas son proteínas, pero no todas las proteínas son enzimas.

Floculación. Proceso químico de aglomeración de sustancias coloidales desestabilizadas en microflóculos y después en flóculos más grandes que tienden a depositarse en el fondo de los sedimentadores.

Flóculo. Grumo de materia orgánica formado por agregación de sólidos en suspensión.

Influente. Carga de alimentación introducida a los reactores de degradación anaerobia. Corresponde al sustrato sometido a pre-tratamiento y preparación.

Inóculo. Cantidad de microorganismos usado para iniciar el proceso por el cual una gran cantidad de microorganismos son generados.

Lignina. Polímero orgánico que une las fibras celulósicas en los árboles y algunas plantas. Es resistente a la degradación bacteriana ya que proporciona rigidez a la pared celular.

Sólidos Totales (ST). La suma de los componentes disueltos y suspendidos, sales disueltas y materia orgánica en agua y aguas residuales.

Sólidos Totales Fijos (STF). Corresponden a los residuos sólidos remanentes de la calcinación a 550 °C.

Sólidos Totales Volátiles (STV). Cantidad de sólidos en agua, aguas residuales, u otros líquidos, capaz de volatilizarse por el efecto de la calcinación a 550 °C.

Sustrato. Materia prima que será sometida a degradación anaerobia, en este caso, se refiere a la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU).

Toxicidad. Condición que puede existir en los desechos que inhibe o destruye el crecimiento o función de cualquier organismo.

REFERENCIAS

Bibliografía

- Aceves-Lara, C., Aquilar-Garnica, E. y Alcaraz-González, V. 2005. Kinetic parameters estimation in an anaerobic digestion process using successive quadratic programming. *Water Sci. Technol.* 52 (1-2): 419-426.
- Ahring, B. K., Angelidaki, I. y Johansen, K. 1992. Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Water Sci. Tech.* 25 (7): 311-318.
- Ahring, B., Mladenovska, Z., Iranpour, R. y Westermann, P. 2002. State of the art and future perspectives of thermophilic anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.* 45: 298-308.
- Andres, L., Riera, F. y Alvarez, R. 1997. Recovery and concentration by electrodialysis of tartaric acid from fruit juice industries waste waters. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 70: 247-252.
- Aragundy, J. y Kottner, M. 2008. *Fachgruppe biogas Weckelweiler, Biogas reference manual*. IBBK. Weckelweird, Alemania
- Arapoglou, D., Israilides, C., Bocari, M., Scanlon, B. y Smith, A. 2002. *Protection and Restoration of the Enviroment*. En: Proceedings of the International Conference. University of Thessaly and Aristotle University of Thessaloniki. VI. Skiathos, Grecia.
- Arnaiz, C., Elmaleh, S., Lebrato, J. y Moletta, R. 2005. Start up of an anaerobic inverse turbulent bed reactor fed with wine distillery wastewater using pre-colonized bioparticles. *Water Sci. Technol.* 51 (1): 153-158.
- Arvanitoyannis, I., Ladas, D. y Mavromatis, A. 2006. Potential uses and applications of treated wine waste: a review. *Int. J. Food Sci. Technol.* 41: 475-487.
- Aubrun, C., Harmand, J., Garnier, O. y Steyer, J.-P. 2000. Fault detection filter design for an anaerobic digestion process. *Bioprocess Engin.* 22: 413-420.
- Barradas-Rebolledo, A. 2009. *Gestión Integral de Residuos Sólidos Municipales: estado del arte*. Gytsu, Centro de Gestión y Tecnología para la Sustentabilidad. Minatitlán, Veracruz, México.
- Beltrán, F., Álvarez, P., Rodríguez, E., García-Araya, J. y Rivas, J. 2001. Treatment of high strength distillery wastewater (cherry stillage) by integrated aerobic biological oxidation and ozonation. *Biotechnol. Prog.* 17: 462-467.
- Benitez, F., Beltran-Heredia, J., Acero, J. y Pinilla, M. 1997. Simultaneous photodegradation and ozonation plus UV radiation of phenolic acids, major pollutants in agro-industrial wastewaters. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 70: 253-260.

- Benitez, F., Beltran-Heredia, J., Real, F. y Acero, J. 1999. Enhancement of the ozonation of wine distillery wastewaters by an aerobic pretreatment. ***Bioprocess Engin.*** 21: 459-464.
- Benitez, F., Real, F., Acero, J., García, J. y Sánchez, M. 2003. Kinetics of the ozonation and aerobic biodegradation of wine vinasses in discontinuous and continuous processes. ***J. Hazard Mat.*** 101: 203-218.
- Berardino, S., Bersi, R., Converti, A. y Rovatti, M. 1997. Starting-up an anaerobic hybrid filter for the fermentation of wastewater from food industry. ***Bioprocess Engin.*** 16: 65-70.
- Berardino, S., Caetano, L. y Converti, A. 2001. Characterization and anaerobic pretreatment of the effluent from a wine cooperative. ***Engin. Life Sci.*** 3: 127-131.
- Bernard, O., Hadj-Sadok, Z., Dochain, D., Genovesi, A. y Steyer, J.P. 2001. Dynamical model development and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process. ***Biotechnol. Bioengin.*** 75: 424-438.
- Bouallagui, H., Torrijos, M. y Godon, J. 2004. Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance. ***Biochem. Engin. J.*** 21 (2): 193-197.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R. y Hamdi, M. 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. ***Process Biochemistry.*** 40 (3-4): 989-995.
- Boyle, G., Everett, B. y Ramage J. 2004. *Renewable Energy: Power for a Sustainable Future*. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- Bustos, G., Moldes, A., Cruz, J. y Dominguez, J. 2004. Formulation of low-cost fermentative media for lactic acid production with *Lactobacillus rhamnosus* using vinification lees as nutrients. ***J. Agricult. Food Chem.*** 52: 801-808.
- Callaghan, F., Wase, D., Thayanithy, K. y Forster, C. 2002. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. ***Biomass Bioenergy.*** 22 (1): 71-77.
- Cavaleiro, A., Alves, M. y Mota, M. 2001. Microbial and operational response of an anaerobic fixed bed digester to oleic acid overloads. ***Process Biochem.*** 37: 387-394.
- Cecchi, F., Pavan, P. y Mata-Alvarez, J. 1997. Kinetic study of the thermophilic anaerobic digestion of the fresh and pre-composted mechanically selected organic fraction of MSW. ***Journal of Environmental Science and Health.*** A32 (1): 195-213.
- Chynoweth, D. P. Owens, J., O'Keefe, D., Earle, J. F. K., Bosch, G. y Legrand, R. 1992. Sequential Batch anaerobic composting of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. ***Water Sci. Tech.*** 25 (7): 327-339.

- Converti, A., Drago, F., Ghiazza, G., Del Borghi, M. y Macchiavello, A. 1997. Co-digestion of municipal sewage sludges and pre-hydrolysed woody agricultural wastes. **J. Chem. Technol. Biotechnol.** 69: 231-239.
- Cooper, P. y Atkinson, B. 1981. *Biological fluidised bed treatment of water and wastewater*. Water Research Centre. Ellis Horwood. Chichester, Inglaterra.
- CU. 2011. Programa Universitario del Medio Ambiente, PUMA. En entrevista al personal encargado del proyecto. Ciudad Universitaria, Distrito Federal, México.
- Curry, N. y Pillay, P. 2011. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. **Renewable Energy.** 41: 200-209.
- Dague, R., Habben, C. y Pidaparti, S. 1992. Initial studies on the anaerobic sequencing batch reactor. **Water Sci. Technol.** 26: 2429-2432.
- Decloux, M., Bories, A. y Lewandowski, R. 2002. Interest of electrodialysis to reduce potassium level in vinasses. Preliminary experiments. **Desalination.** 146: 393-398.
- Deublein, D. y Steinhauser, A. 2008. *Biogas from Waste and Renewable Resources an Introduction*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Alemania.
- Diez-Blanco, V., García-Encina, P. y Fernández-Polanco, F. 1995. Effect of biofilm growth, gas and liquid velocities on the expansion of an anaerobic fluidized bed reactor. **Water Res.** 29: 1649-1654.
- Estaben, M., Polit, M. y Steyer, J. 1997. Fuzzy control for an anaerobic digester. **Control Engin. Pract.** 5: 1303-1310.
- FAO, 2011. Global food losses and food waste. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Interpack 2011*. Dusseldorf, Alemania.
- Fernández, J. 2009. *Energías Renovables para el desarrollo* (Primera ed.). Paraninfo. Madrid, España.
- Fripiat, J., Bol, T., Binot, R. y Nyns, E. 1984. *A strategy for the evaluation of methane production from different types of substrate biomass*. Roger Bowskill Ltd. Exeter, Inglaterra.
- Gallert, C. y Winter, J. 1997. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. **Appl. Microbiol. Technol.** 48: 405-410.
- García-Calderon, D., Buffiere, P., Moletta, R. y Elmaleh, S. 1998. Anaerobic digestion of wine distillery wastewater in down-flow fluidized bed. **Water Res.** 32: 3593-3600.
- Genovesi, A., Harmand, J. y Steyer, J. 1999. A fuzzy logic based diagnosis system for the on-line supervision of an anaerobic digester pilot-plant. **Biochem. Engin. J.** 3: 171-183.

- Gómez, X., Cuetos, M., Cara, J., Morán, A. y García, A. 2006. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. **Renewable Energy**. 31: 2017-2024.
- Gooch, M., Felfel, A. y Merenick, N. 2010. *Food waste in Canada*. En: Growing the Margins Conference. London, Ontario, Canadá.
- Graef, S. y Andrews, J. 1974. Mathematical modelling and control of anaerobic digestion. **Water Res.** 8: 261-289.
- Haag, J., Vande-Wouwer, A. y Queinnec, I. 2003. Macroscopic modelling and identification of an anaerobic waste treatment process. **Chem. Engin. Sci.** 58: 4307-4316.
- Hopfner-Sixt, K. y Amon, T. 2007. *Monitoring of agricultural biogas plants in Austria-Mixing technology and specific values of essential process parameters*. Final Report, University Of Natural Resources And Applied Life Sciences, Departament Of Sustainable Agricultural Systems, Division Of Agricultural Engineering. Viena, Austria.
- Houbron, E., Torrijos, M. y Moletta, R. 1998. Application de procede SBR aux effluents vinicoles. Resultats de trois annees de suivi. *2eme Congres International sur le Traitement des Effluents Vinicoles* (pp. 189-196). Cemagref-DICOVA. Burdeos, Francia.
- INEGI, 2010. *Estadísticas a propósito del Día Mundial del Medio Ambiente*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D.F., México.
- Israilides, C., Smith, A., Harthill, J., Barnett, C., Bambalov, G. y Scanlon, B. 1998. Pullulan content of the ethanol precipitate from fermented agro-industrial wastes. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** 49: 613-617.
- Juárez-Hernández, S. 2012. *Planeación, diseño e instalación de un prototipo para la conversión de desechos orgánicos a energía térmica*. Tesis de Maestría en Energía. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, D.F., México.
- Kaiser, E. 1996. Chemical Analyses of Refuse Compounds. *Proceedings of National Incinerator Conference*. ASME. Nueva York, EE.UU.
- Kettunen, R. y Rintala, J. 1997. The effect of low temperature (5-29 °C) and adaption on the methanogenic actiity of biomass. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** 48: 570-576.
- Kless, D. R. y Coccato, C. 2005. *Residuos Sólidos Urbanos*. Universidad Nacional del Nordeste, Departamento de Estabilidad, Facultad de Ingeniería. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. República Argentina.
- Lane, P. y Peto, M. 1995. Blackstone's Guide to the Enviroment Act 1995. *Blackstone Pess Ltd*. Londres, Inglaterra.

- Lanting, J., Jordan, J., Schone, M. y Kitney, B. 1989. Thermophilic anaerobic digestion of coffee wastewater. *Proceedings of the 43rd Purdue Industrial Waste Conference* (pp. 513-524). Lewis Publications. Michigan, EE.UU.
- Leckner, B. y Lyngfelt, A. 2002. Optimization of emissions from fluidized bed combustion of coal, biofuel and waste. *Int. J. Energy Res.* 26: 1191-1202.
- Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Biey, E. y Verstrae, W. 2001. Solid waste digesters: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Sci. Technol.* 44: 91-102.
- Mace, S. y Mata-Alvarez, J. 2002. Utilization of SBR technology for wastewater treatment: an overview. *Indust. Engin. Chem. Res.* 41: 5539-5553.
- Mantzavinos, D., Hellenbrand, R., Livingston, A. y Metcalfe, I. 1996a. Partial wet oxidation of p-coumaric acid: oxidation intermediates, reaction pathways and implications for wastewater treatment. *Water Res.* 30: 2969-2976.
- Mantzavinos, D., Hellenbrand, R., Livingstone, A. y Metcalfe, I. 1996b. Catalytic wet oxidation of p-coumaric acid: partial oxidation intermediates, reaction pathways and catalyst leaching. *Appl. Catalysis.* 7: 379-396.
- Mariani, G., Benfenati, E., Fanelli, R., Nicoli, A., Bonfitto, E. y Jacopone, S. 1992. Incineration of agroindustrial wastes and macro- and micropollutants emission. *Chemosphere.* 24: 1545-1551.
- Masse, D. y Droste, R. 2000. Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. *Water Res.* 34: 3087-3106.
- Mata-Alvarez, J., Llabres, P., Cecchi, F. y Pavan, P. 1992. Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes: experimental study. *Bioresource Technol.* 39: 39-48.
- Mata-Alvarez, J., Macé, S. y Llabrés, P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technol.* 74: 3-16.
- McCarty, P. 1964. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. Part Two: Environmental Requirements and Control. *Chemistry and Microbiology. Public Works.* 96: 123-126.
- Mendez-Acosta, H., Femat, R. y Campos-Delgado, D. 2004. Improving the performance on the chemical oxygen demand regulation in anaerobic digestion. *Industr. Engin. Chem. Res.* 43: 95-104.
- Metcalf y Eddy, I. 1991. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. McGraw-Hill. Nueva York, EE.UU.
- Moldes, D., Gallego, P. P., Rodriguez-Couto, S. y Sanroman, A. 2003. Grape seeds: the best lignocellulosic waste to produce laccase by solid state cultures of *Trametes hirsuta*. *Biotechnol. Lett.* 25: 491-495.

- Moletta, R. 2005. Winery and distillery wastewater treatment by anaerobic digestion. ***Water Sci. Technol.*** 51 (1): 137-144.
- Moletta, R., Verrier, D. y Albagnac, G. 1986. Dynamic modelling of anaerobic digestion. ***Water Res.*** 20: 427-434.
- Murto, M., Björnsson, L. y Mattiasson, B. 2004. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. ***J. Environ. Manage.*** 70 (2): 101-107.
- Naveau, H., Nyns, E., Binot, R. y Delafontaine, M. 1979. Recycling of effluents and organic residues into methane by anaerobic digestion. New perspectives. (K. J. Thome-Kozmiensky, Ed.) ***Recycling Berlin '79***, 2, 783-788. Berlín, Alemania.
- Neal, A. 1965. Mechanisms of Fatty Acid Toxicity for Yeasts. ***J. Bacteriol.*** 90: 126.
- Neissen, W. 1977. Properties of waste materials. ***Handbook of Solid Waste Management.*** (V. N. Reinhold, Ed.). D. G. Wilson. New York, EE.UU.
- O'Rourke, J. 1968. Kinetics of Anaerobic Treatment at Reduced Temperatures. ***Dissertation presented to Stanford University in partial fulfillment of the Doctor of Philosophy degree.*** California, EE.UU.
- Pankhurst, E. S. 1980. Biogas. ***Gas engineering and management.*** 20 (1): 3-14.
- Pearson, H., Weinberg, C. y Whitsell, W. 1953. Thermophilic digestion of monosodium-glutamate end liquor. ***Proceedings of the 8th Purdue Industrial Waste Conference*** (pp. 275-286). Purdue University. Indiana, EE.UU.
- Peres, C.S., Sánchez, C. R., Matumoto, C. y Schmidell, W. 1992. Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid wastes (OFMSW). ***Water Sci. Tech.*** 25 (7): 285-293.
- Pérez, M., Romero, L. y Sales, D. 2001. Organic matter degradation kinetics in an anaerobic thermophilic fluidised bed bioreactor. ***Anaerobe.*** 7: 25-35.
- Raven, R. y Gregersen, K. 2007. Biogas plants in Denmark: successes and setbacks. ***Renewable and sustainable Energy Reviews.*** 116-32.
- Sachs, J., Meyer, U. R. y Feikenhauer, H. 2003. New approach to control the methanogenic reactor of a two-phase anaerobic digestion system. ***Water Res.*** 37: 973-982.
- Sánchez, A., Ysunza, F., Beltran-Garcia, M. y Esqueda, M. 2002. Biodegradation of viticulture wastes by *Pleurotus*: a source of microbial and human food and its potential use in animal feeding. ***J. Agricult. Food Chem.*** 50: 2537-2542.
- Santos, M., Fernández-Bocanegra, J., Martín, M. y García, G. 2003. Ozonation of vinasse in acid and alkaline media. ***J. Chem. Technol. Biotechnol.*** 78: 1121-1127.

- Sarasa, J., Sebastián, F., García, D. y Rezeau, A. 2010. Digestión anaerobia y dimensionado de biodigestores. *Energía de la biomasa*. Pressas Universitarias de Zaragoza. Zaragoza, España.
- Schmidell, W., Craveiro, A. M., Peres, C.S., Hirata, Y. S. y Varella, R. F. 1986. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Wastes. *Water Sci. Tech.* 18 (12): 163-175.
- Shieh, W. y Hsu, Y. 1996. Biomass loss from an anaerobic fluidized bed reactor. *Water Res.* 30: 1253-1257.
- Six, W. y De Baere, L. 1992. Dry Anaerobic Conversion of Municipal Solid Waste by means of the DRANCO process. *Water Sci. Tech.* 25 (7): 295-300.
- Sixt, H. y Sahm, H. 1987. Biomethanation. *Biotechnology of waste treatment and exploitation*. (J. M. Sidwich y R. S. Holdom, Eds.). Ellis Horwood Ltd: 147-172. Chichester, Inglaterra.
- Smagge, F., Mourgues, J., Escudier, J., Conte, T., Molinier, J. y Malmay, C. 1992. Recovery of calcium tartrate and calcium malate in effluents from grape sugar production by electrodialysis. *Bioresource Technol.* 39: 85-189.
- Snoeyink, V. y Jenkins, D. 1980. *Water Chemistry* (Vol. 86). John Wiley and Son, Inc. Nueva York, EE. UU.
- Solisio, C., Palazzi, E. y Del Borghi, M. 1987. Performance of an anaerobic fixed-film bioreactor for treatment of a settled domestic sewage. *Proceedings of the 4th European Congress on Biotechnology. 14-19 June, 1*, pp. 214-217. Amsterdam.
- Tartakovsky, B., Morel, E., Steyer, J. y Guiot, S. 2002. Application of a variable structure model in observation and control of an anaerobic digester. *Biotechnol. Prog.* 18: 898-903.
- Tchobanoglous, G. 1994. *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues*. McGraw Hill. Nueva York, EE.UU.
- Ten Brummeler, E., Aarnink, M. M. J. y Koster, I. W. 1992. Dry Anaerobic Digestion of Solid Organic Waste in a Biocel Reactor at pilot-plant scale. *Water Sci. Tech.* 25 (7): 301-310.
- Torrigos, M. y Moletta, R. 1997. Winery wastewater depollution by sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.* 35: 2497.
- Viswanath, P., Devi, S. y Nand, K. 1992. Anaerobic digestion of fruit and vegetable processing wastes for biogas production. *Bioresource Technol.* 40: 43-48.
- Vlissidis, A. y Zouboulis, A. a. 1993. Thermophilic anaerobic digestion of alcohol distillery wastewaters. *Bioresource Technol.* 43, 131-140.
- Walsh, J., Ross, C., Smith, M., Harper, S. y Wilkins, W. 1988. Biogas Utilization Handbook. *Georgia Tech Research Institute*. Georgia Institute of Technology. Atlanta, Georgia, EE.UU.

- Wellinger, A., Baserga, U. y Eggerl, K. 1992. New systems for the digestion of solid wastes. *Water Sci. Tech.* 25 (7): 319-326.
- Wheatley, A. 1990. *Anaerobic Digestion. A Waste Treatment Technology*. Elsevier Applied Science. Londres, Inglaterra.
- Winkler, M. A. 1994. *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Limusa. México.
- Wohlt, J., Frobish, R., Davis, C., Bryant, M. y Mackie, R. 1990. Thermophilic methane production from dairy cattle waste. *Biol. Wastes.* 32, 193-207.
- WPCF. 1983. Safety & Health in Wastewater Systems. Manual of practice No.1. (*Water Pollution Control Federation*). Alexandria, Virginia, EE.UU.
- WPCF, Cook, E. C., Boening, P. H., Baumann, P. G., Carver, P. T., Chatterjee, S., et al. 1987. *Anaerobic Sludge Digestion, Manual of Practice No. 16* (Second ed.). EE.UU.

Mesografía

DGOyC-UNAM, 2013. *Dirección General de Obras y Conservación*. Recuperado de: <http://www.obras.unam.mx>

EPA. 2009. *Environmental Protection Agency*, Municipal solid waste generation, recycling, and disposal in the United States: facts and figures for 2009. Recuperado de: <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/pubs/msw2009-fs.pdf>

IEA. 2010. *International Energy Agency*, Key world energy statistics 2010. Recuperado de: http://www.iea.org/textbase/nppdf/free/2010/key_stats_2010.pdf

Ministry of Economy from Republic of Slovenia. 2009. *Methodology for determining reference cost of electricity generated from renewable resources*. Recuperado de: http://www.mg.gov.si/fileadmin/mg.gov.si/pageuploads/Energetika/Sprejeti_predpisi/Methodology_RES.pdf

Orta, M. T. 2011. *Dirección General de Comunicación Social, UNAM*. Recuperado el 19 de Mayo de 2012, de: http://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2011_459.html

Statistics Canada. 2008. *Disposal and diversion of waste, by province and territory, 2004 and 2006*. Recuperado de: <http://www40.statcan.gc.ca/l01/cst01/envir32a-eng.htm>

UNAM. 2013. *Campus Central de la Ciudad Universitaria Patrimonio Mundial*. Recuperado de: <http://www.patrimoniomundial.unam.mx/pagina/es/58/decision-del-comite-de-patrimonio-mundial-unesco>