



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

ANÁLISIS TÉCNICO Y ECONÓMICO DE UN DIGESTOR PARA
TRATAR LOS RESIDUOS DE BOVINOS Y APROVECHAR EL
BIOGÁS

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

P R E S E N T A :

I.A. EVERARDO VERGARA ANGEL

TUTOR PRINCIPAL

M.I. CONSTANTINO GUTIERREZ PALACIOS, FACULTAD DE INGENIERÍA

COMITÉ TUTOR

DRA. ALEJANDRA CASTRO GONZÁLEZ, FACULTAD DE INGENIERÍA

DRA. MARISELA BERNAL GONZÁLEZ, FACULTAD DE QUÍMICA

MÉXICO, D. F. FEBRERO 2013

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Adalberto Noyola Robles

Secretario: Dra. Marisela Bernal González

Vocal: M. I. Constantino Gutiérrez Palacios

1^{er.} Suplente: Dra. Alejandra Castro González

2^{do.} Suplente: Dr. Alfonso Duran Moreno

Lugar donde se realizó la tesis:

Facultad de Ingeniería, UNAM.

Edificio Bernardo Quintana

Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental

TUTOR DE TESIS:

M. I. Constantino Gutiérrez Palacios

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

La gratitud es la memoria del corazón

ANÓNIMO

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

A mi director de tesis M. Constantino Gutiérrez Palacios por su paciencia y apoyo para la elaboración de ésta tesis.

A la Dra. Alejandra Castro González por su paciencia, asesoría, apoyo y confianza en mí como persona y en mi trabajo.

A la Dra. Marisela Bernal González gracias por sus valiosos comentarios acerca de cómo mejorar el trabajo.

Al Dr. Adalberto Noyola Robles y Dr. Alfonso Duran Moreno, por su tiempo dedicado a revisar y sugerir mejoras al presente trabajo.

A mis padres Everardo y Rosa por su amor, cariño, apoyo incondicional a lo largo de mi vida. Mi padre que me enseñó que hay que ser honesto y agradecido, así como confiar en dios. A mi madre que me enseñó que el trabajo es una forma de orar a distancia.

A mis hermanos: Ana, Gabriel, Elizabeth, Blanca, Marielena, y Miriam, por su cariño, buen ánimo desde el principio hasta el fin. A todos mis sobrinos y sobrinas por sus juegos, sonrisas y cariño

A todos mis compañeros de maestría y amigos, por su apoyo entusiasta, En especial a mis amigos con los cuales comparto grandes tristezas y alegrías.

Al grupo radio centro “calidad en tu vida” por todos sus programas que me ayudaron a superarme y no sentirme solo en la Ciudad de México.

A ti, dios, aliado y compañero, gracias por la vida

ÍNDICE

Lista de Tablas

Lista de Figuras

Abreviaturas y Símbolos

Resumen

1. CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Justificación.....	1
1.2. Objetivos	2
2. CAPÍTULO 2. FUNDAMENTACIÓN	3
2.1. Contexto histórico y actual de la ganadería en México	3
2.2. Contaminación ambiental generada por residuos ganaderos	5
2.2.1. Agua:.....	5
2.2.2. Aire:.....	6
2.2.3. Efectos sobre el suelo:.....	7
2.3. La degradación anaerobia (DA) beneficios y limitaciones.....	8
2.3.1. Tratamiento Anaerobio como una respuesta para mitigar los daños	9
2.4. Barreras e impulsos para adoptar digestores en México	11
2.5. Marco Legal.....	13
2.5.1. Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA)	13
2.5.2. Ley de Aguas Nacionales	14
2.5.3. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos Sólidos (LGPGIR)..	14
2.5.4. Ley Federal de Derechos.....	15
2.5.5. Ley de Promoción y Desarrollo de los Bionergéticos	15
2.5.6. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996.....	15
2.6. Proceso biológico de digestión.....	16
2.7. Parámetros de proceso.....	18
2.7.1. pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles y relación alfa.....	18
2.7.2. Temperatura.....	21
2.7.3. Agitación	21
2.7.4. Nutrientes.....	22
2.7.5. Compuestos inhibidores	22
2.7.6. Sustrato.....	24
2.7.7. Otros (concentración de microorganismo, luz)	26
2.8. Biogás.....	27
2.8.1. Componentes del biogás	27
2.8.2. Métodos de tratamiento del biogás	30
2.8.3. Almacenamiento de biogás.....	35
2.8.4. Utilización del biogás	37
2.9. Tipos de digestores	39
2.9.1. Digestores comunes en el sector pecuario.....	39
2.9.2. Opciones de proceso	41
2.10. Criterios de diseño	43
2.10.1. Tiempo de retención hidráulico.....	43
2.10.2. Tiempo retención de sólidos.....	44
2.10.3. Carga orgánica volumétrica.....	45

2.10.4.	Producción específica de biogás (PEG).....	45
2.10.5.	Tasa de producción de biogás (TPG)	46
2.10.6.	Rendimiento de sustrato removido	46
2.10.7.	Efluente	47
2.11.	Control del proceso y solución de problemas.....	47
3.	CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA	48
3.1.	Estudio de generación y caracterización de residuos	49
3.2.	Configuración y descripción del sistema de tratamiento	50
3.3.	Operación de los sistemas.....	53
3.4.	Plan analítico del sistema experimental	53
3.5.	Evaluación de viabilidad económica.....	55
3.5.1	Valor presente neto (VPN).....	55
3.5.2	Tasa interna de retorno (TIR).....	56
3.5.3	Relación beneficio-costo (B/C).....	56
3.5.4	Periodo de recuperación de la inversión.....	56
4.	CAPÍTULO 4: CASO DE ESTUDIO EN CEPIPSA	57
4.1.	Infraestructura	57
	El Centro cuenta con oficinas administrativas, aulas, biblioteca, cubículos para profesores, centro de cómputo, almacén, comedores, una sala de procesamiento de lácteos, un laboratorio de carne y un laboratorio de transferencia de embriones. En la sala de procesamiento de lácteos del Centro la leche es transformada en queso en diferentes modalidades.	57
4.1.1	Agua.....	59
4.1.2	Consumo de energía y gas.....	60
4.2.	Manejo del estiércol.....	61
4.3.	Manejo de residuos sólidos urbanos	62
5.	CAPÍTULO 5: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	64
5.1.	Estudio de generación y caracterización de estiércol bovino	64
5.2.	Digestor.....	69
5.2.1	Temperatura, pH, alcalinidad y relación alfa.....	69
5.2.2	Producción de biogás	73
5.2.3	Transformación de la materia orgánica	82
5.3	Factibilidad técnica	84
5.3.1	Diseño del sistema degradación anaerobia.....	84
5.4.	Factibilidad económica	97
5.4.1	Costos de capital	97
5.4.2	Costos de operación y depreciación.....	97
5.4.3	Ahorro de electricidad y gas LP	97
5.5.	Factibilidad ambiental	98
6.	CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	101
6.4.	Conclusiones.....	101
6.5.	Recomendaciones.....	102

GLOSARIO.....	104
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
ANEXO 1 Resultados de caracterización del sustrato.....	113
ANEXO 2 Resultados de operación de los digestores.....	114
ANEXO 3 Generador eléctrico de biogás.....	118
ANEXO 4 Análisis económico.....	119

Lista de tablas

Tabla 2.1. Inventario nacional de millones de cabezas de ganado (Fuente: SIACON, 2011).....	4
Tabla 2.2. Principales tratamientos en la reducción de específicos componentes en el efluente de residuos ganaderos (Fuente: adaptado de Burton, 2001).....	10
Tabla 2.3. Ventajas y desventajas de la digestión (Fuente: adaptado de McDonald, 2007).....	10
Tabla 2.4. Barreras y posibles acciones correctivas (Fuente: adaptado de McDonald, 2007).....	12
Tabla 2.5. Factores físico-químicos del proceso anaerobio (Fuente: Deublein <i>et al.</i> , 2008).....	18
Tabla 2.6. Evaluación de residuos orgánicos para su uso en el digestor (Fuente: Adaptado de McDonald, 2007).....	24
Tabla 2.7. Cantidades de estiércol de varios animales (Fuente: adaptado de Miner <i>et al.</i> , 2000)	25
Tabla 2.8. Diferencias de características de estiércol debido a su manejo (Fuente: adaptado de Miner <i>et al.</i> , 2000).....	26
Tabla 2.9. Características generales de biogás (Fuente: adaptado de Deublein y Steinhauser, 2008).....	27
Tabla 2.10. Impurezas típicas del biogás y sus efectos (Fuente: adaptado de Deublein y Steinhauser, 2008).....	28
Tabla 2.11. Categorías de gasómetros (Fuente: Deublein y Steinhauser, 2008).....	36
Tabla 2.12. Principales características tecnológicas de digestores para residuo ganaderos (Fuente: adaptado de EPA, 2004).....	40
Tabla 2.13. Ventajas y desventajas del sistema de digestión húmedo y seco (Fuente: Vandevivere <i>et al.</i> , 2002).....	42
Tabla 3.1. Metodología para cuantificación de estiércol en CEPIPSA.....	49
Tabla 3.2. Detalles de las mezclas de carga para los reactores.....	53
Tabla 3.3. Parámetros y puntos de muestreo.....	54
Tabla 3.4. Métodos de análisis durante la operación del reactor anaerobio.....	55
Tabla 4.1. Consumo de gas.....	60
Tabla 4.2. Datos históricos del consumo de energía.....	60
Tabla 5.1. Clasificación de ganado por edades.....	64
Tabla 5.2. Resumen de generación y caracterización de estiércol bovino, 1 ^a Etapa.....	65
Tabla 5.3. Resumen de caracterización de estiércol bovino, 2 ^a Etapa.....	65
Tabla 5.4. Comparación entre el estiércol de CEPIPSA y valores estándares de referencia.....	66
Tabla 5.5. Clasificación de estiércol por tamaño en peso.....	67
Tabla 5.6. temperaturas °C en el reactor anaerobio.....	70
Tabla 5.7. Concentraciones de alcalinidad en los tres reactores anaerobios.....	72

Tabla 5.8. Comparación de rendimiento de biogás, obtenidos de estiércol de vaca lechera bajo diferentes características de operación.....	79
Tabla 5.9. Concentración de sólidos en el influente y efluente de digestores en el arranque	82
Tabla 5.10. Promedio de influente y efluente para digestores 1, 2 y 3.....	83
Tabla 5.11. Bases de diseño de digestor y aprovechamiento de biogás.....	84
Tabla 5.12. Guía de diseño de parámetros para remoción de H ₂ S con óxido de hierro (Fuente: adaptado de McKinsey, 2003)	89
Tabla 5.13. Balance de energía en planta de DA.....	93
Tabla 5.14 Resumen de los equipos de la planta de DA.....	93
Tabla 5.15 Simbología de la Planta de Degradación Anaerobia.....	95
Tabla 5.16. Datos básicos.....	98
Tabla 5.18. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero evitados por el aprovechamiento del biogás	99

Lista de figuras

Figura 2.1 Registro del inventario nacional de ganado (Fuente: SIACON, 2011).....	3
Figura 2.2 Opciones de aprovechamiento de productos finales de la digestión (Fuente: adaptado de Higham, 1998).....	9
Figura 2.3 Diagrama degradación anaerobia en tres etapas: hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis (Fuente: Turovskiy y Mathai, 2006)	16
Figura 2.4 Pasos bioquímicos en la degradación anaerobia (Fuente: Gujer y Zehnder, 1983).....	17
Figura 2.5 Tasa de producción específica de metano respecto al rango de pH 5-10 y contenido de humedad de 90-96 (Fuente: Cheung, 2004)	19
Figura 2.6 Relación entre pH, bicarbonato y dióxido de carbono a 35 °C y 1 atm de presión (Fuente: Kumar, 2008)	20
Figura 2.7 Tasa de crecimiento de metanogénesis para cepas psicrófila, mesófila, y termófila (Fuente: Kumar, 2008)	21
Figura 2.8 Diagrama de tuberías para trampa de agua (Fuente: ISATb, 1999). (a) Sistema de tuberías con pendiente directa de la cocina al digestor; (b) se requiere trampa de agua cuando el agua de condensación no puede drenar de nuevo en el digestor.	31
Figura 2.9 Usos del biogás (Fuente: Castells, 2005).....	38
Figura 2.10 Requerimientos de tratamiento de biogás en función de su uso (Fuente: Castells, 2005)	38
Figura 2.11 Características del estiércol y sistemas de manejo para tipos de digestores específicos de biogás (Fuente: adaptado de EPA, 2004)	41
Figura 2.12 Rendimiento del biogás como función de la temperatura y tiempo de digestión (Fuente: Adaptado de McDonald, 2007)	44
Figura 2.13 Eliminación de SV y tasa de producción de biogás para un reactor anaerobio continuo de mezcla completa, en función de TRH (Fuente: Castells, 2005)	46
Figura 3.1 Metodología general para el desarrollo del proyecto	48
Figura 3.2 Diagrama de estudio de generación	50
Figura 3.3 Tamizado de muestras	50
Figura 3.4 Fotografías del sistema experimental; a) Vista del reactor flujo pistón; b) medidor de biogás	51
Figura 3.5 Reactor anaerobio de flujo pistón envuelto con láminas de unicel	51
Figura 3.6 Contenido de CO ₂ en biogás con una jeringa	52
Figura 3.7 Pruebas de inflamabilidad a biogás	52
Figura 3.8 Toma de muestras de reactor experimental	54
Figura 4.1 Ejemplares de hato caprino y ovino	58
Figura 4.2 Ejemplares de hato bovino	58
Figura 4.3 Descarga de agua residual. (a) Registro de agua residual de corrales de hato ovino y caprino; (b) desagüe de agua residual de corrales de hato ovino, caprino y quesería; (c) registro de agua residual de hato bovino; (d) desagüe de agua residual de corrales bovino.	59

Figura 4.4 Recolección de estiércol. (a) Barrido manual; (b) recolección con tractor y palas; (c) cargado al tractor con bioldo; (d) pasillo de tractor.....	61
Figura 4.5 Estercolero. En temporada de (a) estiaje y (b) lluvia	62
Figura 4.6 Recolección de estiércol acumulado.....	62
Figura 4.7 Manejo de residuos sólidos urbanos en CEPIPSA. (a) estercolero y (b) contenedor de residuos	63
Figura 5.1 Prueba de tamizado de estiércol bovino. (a) Muestra seca, antes de tamizar; (b) distribución del tamaño de partícula; (c) muestra de tamaño de partículas después de tamizar.....	67
Figura 5.2 Gradiente de sólidos en estiércol de vaca. (a) Vista lateral, (b) vista superior.....	68
Figura 5.3 Tres zonas en estiércol líquido de vaca lechera (Fuente: Frear <i>et al.</i> , 2011)	68
Figura 5.4 Vista frontal de las zonas de sedimentación en una de las paredes del digestor experimental	69
Figura 5.5 Comportamiento de la temperatura dentro de los tres reactores anaerobios	70
Figura 5.6 Comportamiento de pH en los tres reactores anaerobios	71
Figura 5.7 Alcalinidad total y a pH 5.75 en reactores anaerobios	72
Figura 5.8 Comportamiento de la relación α en los tres reactores anaerobios	73
Figura 5.9 Relación de temperatura y producción de biogás en el reactor 3 durante la 1 ^{ra} etapa	74
Figura 5.10 Relación de dióxido de carbono y producción de biogás en el reactor 3 durante la 1 ^{ra} etapa.....	74
Figura 5.11 Producción de biogás acumulado de los tres digestores	75
Figura 5.12 Producción de biogás en el digestor 1, 2 ^{da} etapa. (a) Producción de biogás diaria y temperatura; (b) Producción de biogás acumulado durante el régimen semi continuo	76
Figura 5.13 Producción de biogás en el digestor 2, 2 ^{da} etapa. (a) Producción de biogás diaria y temperatura; (b) producción de biogás acumulado durante el régimen semi continuo	77
Figura 5.14 Producción de biogás acumulado en el digestor 3, 2 ^{da} etapa. (a) Producción de biogás diaria y temperatura; (b) producción de biogás acumulado durante el régimen semi continuo	78
Figura 5.15 Imagen de CEPIPSA en donde se indica la propuesta de la Planta de Degradación Anaerobia.....	94
Figura 5.16 Diagrama de Planta de Degradación Anaerobia.....	96
Figura 5.17 Sistema integrado. (a) Material de construcción, (b) Tableros de fibra, (c) macetas, (Fuente: EPA, 2008); d) granja autosustentable (Fuente: Zambrana, 2006)	100

Abreviaturas y símbolos

AGV	Ácidos Grasos Volátiles
α	Relación alfa
Alc 4.3	Alcalinidad a pH 4.3
Alc 5.75	Alcalinidad a pH 5.75
CEPIPSA	Centro de Enseñanza Práctica e Investigación en Producción y Salud Animal
COV	Carga orgánica volumétrica
DA	Degradación anaerobia
DQO	Demanda química de oxígeno
GEI	Gases de efecto invernadero
SAGARPA	Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SST	Sólidos suspendidos totales (g/L)
SSV	Sólidos suspendidos volátiles (g/L)
ST	Sólidos totales (g/L)
STV	Sólidos totales volátiles (g/L)
STF	Sólidos totales fijos (g/L)
TIR	Tasa interna de retorno
TPN	Temperatura y presión normal (0°C y 1 atm.)
TRH	Tiempo de residencia hidráulico
Weh	Watts eléctricos hora

Resumen

El presente trabajo consiste en el diseño de un digestor para tratar los residuos de bovinos (estiércol) y aprovechar el biogás generado para que pueda ser usado en el Centro de Enseñanza Práctica e Investigación en Producción y Salud Animal (CEPIPSA) de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia (FMVZ), de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Para lograr lo mencionado, se realizó un estudio de generación del estiércol que genera el ganado bovino de CEPIPSA. El centro cuenta con una población promedio de 10 becerros, 3 vaquillas o novillos, 70 vacas y 2 toros. Esta población se multiplicó por un factor dependiendo la edad del animal para tener una Unidad de Animal Equivalente (UAE) que resultó en 76 UAE, que generan en promedio 2,377 kg/día de estiércol. Estos residuos actualmente se depositan en una excavación dentro del centro donde se almacena hasta que lo requieren agricultores de la zona.

Se realizó la caracterización físico-química del estiércol obteniéndose los siguientes resultados: sólidos totales 22%, sólidos totales volátiles del 76%, pH de 8.01 y peso volumétrico de 830 kg/m³. Se alimentaron con estiércol a tres digestores de flujo pistón en condiciones psicrófilas para hacer pruebas de producción de biogás, y se dio seguimiento a los parámetros que controlan la degradación anaerobia (DA). Las pruebas de laboratorio se dividieron en dos etapas: 1) El arranque de los digestores (49 días) y 2) La alimentación a régimen semi continuo de los digestores (139 días). En la etapa estable la producción específica de biogás en los digestores 1, 2 y 3 fue de 0.089 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado}, 0.077 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado}, y 0.119 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado} respectivamente.

De los 3 digestores en experimentación, el digestor 3 que se operó con condiciones iniciales de inóculo presentó la mejor eficiencia a lo largo de la operación a diferencia de los demás. Por lo que se decidió utilizar los resultados del digestor 3 para hacer el diseño de generación de biogás en CEPIPSA. Sin embargo, las pruebas de laboratorio se llevaron en condiciones psicrófilas y en la propuesta de diseño la temperatura de operación sería mesofílica. Se calculó aumentar la carga orgánica volumétrica con base en la ecuación de Arrhenius, dando un valor de 3.22 kg STV/m³.d. Con un TRH de 26 días y de acuerdo a la literatura consultada se utilizó un rendimiento último de metano de 0.150 m³ CH₄/kg SV-alimentado. Con base a estas condiciones se usó el modelo cinético propuesto por Hashimoto (1982) para obtener la tasa de producción de biogás de 0.509 m³ biogás TPN/m³ reactor-día.

Las dimensiones de los elementos de la planta a ser proyectada serían: tanque de mezclado de 17 m³, 2 digestores a flujo pistón de membrana bajo tierra de 141 m³ cada uno al 80% de volumen útil, un tanque de lodo digerido de 60 m³ y un depósito de almacenamiento de biogás de 153 m³. Bajo estas circunstancias se pretende generar 115 m³/día de biogás capaz de cubrir completamente la demanda de gas LP de CEPIPSA, mientras que el excedente de biogás se puede usar para generar 108 kWh/día de energía eléctrica. El proyecto de la planta de degradación anaerobia tendría un valor aproximado de costo de capital de \$508,259 pesos y costo de operación y mantenimiento de \$60,000 pesos anuales. La inversión se recuperaría en 8 años a través del ahorro de energía y gas LP.

Las emisiones de CO₂ equivalentes que se dejarían de emitir al ambiente por los gases generados de la descomposición no controlada del estiércol, el sustituir el gas LP y disminuir el consumo de energía eléctrica sería de 397 ton métricas de CO₂ equivalente al año.

El estudio revela que una pequeña granja usando un digestor flujo pistón produce suficiente biogás para satisfacer la mayor parte de las necesidades de energía de la granja. El proyecto es factible técnico, económico y ambientalmente.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Una gestión integral de los residuos del sector ganadero es importante para lograr una sustentabilidad de las granjas, de lo contrario existen impactos ambientales adversos que a lo largo del tiempo pueden poner en riesgo o desventaja la operación de las granjas. La gestión de los residuos de la ganadería en México, en particular el estiércol del ganado, se ha limitado casi exclusivamente a aplicarlos y disponerlos de manera directa en los terrenos de cultivo (Capulin *et al.*, 2001) aprovechando su contenido de nutrientes, como nitrógeno y fósforo. Esta práctica, aunque es útil para los campesinos es muy limitada considerando el potencial energético de este tipo de residuos y la pérdida de nutrientes por el manejo. Un tipo de aprovechamiento más redituable de estos residuos es generando biogás para producir energía eléctrica y biofertilizante.

El agua residual de las actividades ganaderas puede contaminar los cursos de agua, producir hedores y liberación de metano, el cual es un gas de efecto invernadero 21 veces mayor que el dióxido de carbono en el potencial de calentamiento global. Cuando se aprovecha adecuadamente el agua residual en el digestor, los residuos ganaderos pueden ser transformados en beneficios económicos y ambientales. Un digestor provee las condiciones óptimas para que los microorganismos produzcan metano a partir de agua residual que sirve como fuente de nutrientes.

El proceso de digestión resulta en una serie de beneficios: captura el metano como fuente de energía renovable, son eliminados los gases de efecto invernadero debido a los residuos de ganado, reduce la contaminación de agua residual, reduce los olores nocivos y transforma nutrientes disponibles al suelo (Lansing, 2008).

En México las experiencias que se tienen acerca del tratamiento de los residuos para aprovechar el biogás son muy escasas (Palacios, 2008). Asimismo se tiene información limitada a estudios de impacto ambiental debido a los residuos ganaderos. Es necesaria una gestión integral de los residuos del sector ganadero para lograr una sustentabilidad de las granjas.

1.1. Justificación

En México no se cuenta con suficiente investigación acerca del aprovechamiento de los residuos de la ganadería para la producción de energía eléctrica. Asimismo se tiene información muy limitada relativa a digestores de bajo costo como medio de tratamiento de los residuos. Por ello se hace necesaria una investigación al respecto.

1.2. Objetivos

Objetivo General

Diseñar conceptualmente un sistema de tratamiento anaerobio de estiércol de ganado vacuno para aprovechamiento del biogás, considerando los datos de producción y composición de esos residuos generados en el Centro de Enseñanza, Práctica e Investigación en Producción y Salud Animal (CEPIPSA) de la Facultad de Medicina y Veterinaria y Zootecnia de la UNAM.

Objetivos específicos

- Cuantificar y caracterizar el estiércol de ganado bovino
- Diseñar y construir un reactor anaerobio en laboratorio para hacer pruebas de biodegradabilidad y producción de biogás de estiércol de ganado vacuno
- Determinar la factibilidad técnica de un sistema anaerobio para aprovechamiento del biogás y tratamiento de estiércol de ganado vacuno, aplicado a un caso de estudio (CEPIPSA)
- Analizar el costo-beneficio de la instalación requerida para la construcción del sistema anaerobio diseñado para el caso de estudio.

Alcances

- Se cuantificaron y caracterizaron únicamente los residuos de ganado bovino generados en las instalaciones de CEPIPSA y se probó el sistema a escala laboratorio.

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTACIÓN

2.1. Contexto histórico y actual de la ganadería en México

Por su ritmo de crecimiento y por la superficie que ha ido ocupando, la ganadería bovina ejerce presión, desde hace tiempo, contra la población campesina de México, al competir con el espacio natural, el suelo, el agua y los granos (que sirven de forraje). Gracias a un crecimiento acumulativo anual del 2.9%. La superficie ganadera pasó de 38.8 millones de hectáreas en 1940 a 109.7 millones de hectáreas en 1999, en tanto que el número de reses creció de 10 millones en 1930 a 30 millones en 2008 (Toledo, 1990; SIACON 2011).

En el año 2008 el área directa o asociada a la ganadería en México alcanzaba alrededor del 56% del territorio nacional, aprovechando aproximadamente 110 millones de hectáreas (SAGARPA, 2008). La marcada expansión espacial de la ganadería bovina halla su explicación en el hecho de que su práctica en México es fundamentalmente de carácter extensivo y especializado, es decir ocupa enormes extensiones de terreno con matorrales, bosques o pastos naturales o inducidos. Esto permite su enorme rentabilidad dado el bajo, casi nulo nivel de inversiones que requiere el mantenimiento de los potreros. Como resultado de lo anterior la ganadería en México presenta una muy baja productividad en relación al uso de tierra (Toledo, 1990).

Según las estadísticas que reporta SAGARPA el ganado bovino (carne y leche) disminuyó un 5% en las tres últimas décadas, el ganado caprino disminuyó un 7.6%, pero el ganado ovino aumentó un 27% (Figura 2.1 y Tabla 2.1). Se observa que no existen estadísticas oficiales sobre los bovinos para leche y guajolote antes de 1993 y 1998 respectivamente.

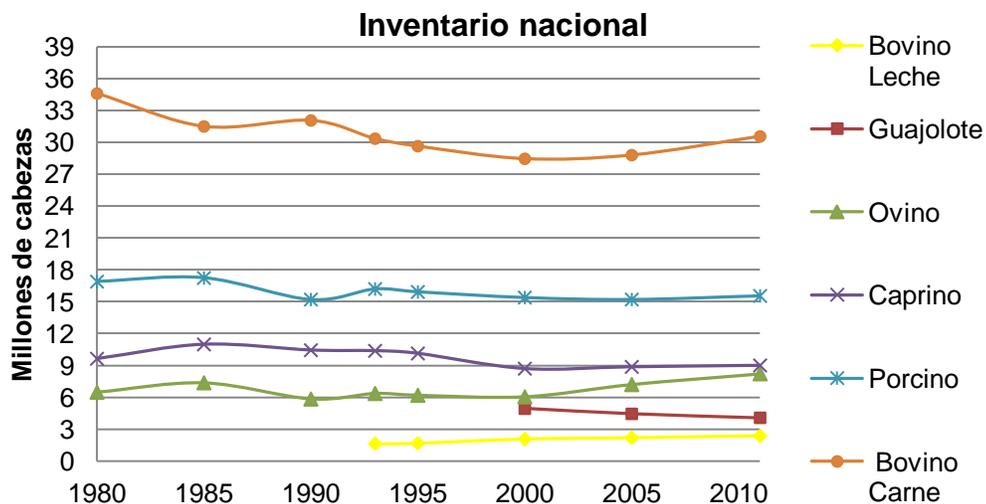


Figura 2.1 Registro del inventario nacional de ganado (Fuente: SIACON, 2011)

Tabla 2.1. Inventario nacional de millones de cabezas de ganado (Fuente: SIACON, 2011)

Especie	1980	1985	1990	1993	1995	2000	2005	2011
Bovino Leche	ND	ND	ND	1.63	1.68	2.07	2.20	2.38
Guajolote	ND	ND	ND	ND	ND	4.93	4.45	4.08
Ovino	6.48	7.37	5.85	6.37	6.19	6.05	7.21	8.22
Caprino	9.64	10.98	10.44	10.38	10.13	8.70	8.87	9.00
Porcino	16.89	17.23	15.20	16.19	15.92	15.39	15.21	15.55
Bovino Carne	34.59	31.49	32.05	30.34	29.64	28.45	28.79	30.55
Ave Huevo	70.58	81.12	115.23	124.01	130.88	142.49	164.53	185.45
Ave Carne	107.56	137.77	118.83	177.01	195.64	224.47	293.61	324.69
Total	245.74	285.96	297.60	365.93	390.09	432.56	524.87	579.92

ND: No disponible

De acuerdo a la Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural Pesca, y Alimentación (SAGARPA, 2008) algunas de las características de la ganadería en México son:

- Existen alrededor de 3.1 millones de unidades de producción
- La mayoría de los sistemas tienden a ser más intensivos y dependientes de alimentos balanceados e insumos de calidad
- Más de un millón de empleos permanentes remunerados
- Crecimiento sostenido pero insuficiente de la oferta de productos.

Deduciendo que todo el sector pecuario se comporte al fenómeno que ocurre en las granjas porcinas (Pérez, 2006), sus principales características son:

- Una enorme heterogeneidad productiva (sistema, escalas, modalidades y niveles de tecnificación)
- Su dependencia del exterior en la obtención de insumos para la alimentación
- La falta de internalización de sus costos ambientales.

La falta de internalizar los costos ambientales surge de la producción y consumo, recayendo en algún otro que no es el productor o consumidor. No aparece en el estado de cuenta de pérdidas y ganancias de la empresa o consumidor, y no se toma normalmente en cuenta cuando se realizan decisiones tales como qué se va a producir, cómo y para quien (Barry, 1995).

De acuerdo a los datos mostrados se tuvo una población de 32,936,334 bovinos en 2011, considerando que cada bovino produce 6 kg/día de estiércol (SAGARPA, 2007), entonces se produjo arriba de 72 millones de toneladas de estiércol. Para tener una idea de la magnitud, en México se estima que la generación de residuos sólidos urbanos en 2011 fue de 41 millones de toneladas (SEMARNAT, 2011). Debido a esta cantidad de estiércol, urge la necesidad de conocer los impactos al ambiente que genera, medidas para tratarlo y mitigarlo.

2.2. Contaminación ambiental generada por residuos ganaderos

Los mayores problemas de la producción de ganadería extensiva son la erosión del suelo, pérdida de biodiversidad y con menores impactos los residuos ganaderos. Por otro lado el sistema intensivo tiene un fuerte impacto debido a las grandes acumulaciones de residuos que se generan por la concentración de animales y la frecuente falta de espacio para disponer de ellos adecuadamente.

Las excretas de ganado contienen cantidades considerables de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio), residuos de medicamentos, metales pesados y patógenos. Si estos llegan al agua o se acumulan en el suelo pueden constituir una grave amenaza para el medio ambiente (FAO, 2006).

Los principales efectos de la inadecuada gestión de los residuos ganaderos en el ambiente son:

2.2.1. Agua:

- **Eutrofización de las fuentes de agua**

Este proceso deteriora la calidad de agua estimulando el crecimiento de algas, causando daños a la población piscícola, debido a los aportes de sustancias orgánicas y nutrientes contenidos en los excrementos de animales o las aguas residuales de las unidades de explotación que alcanzan las corrientes de agua a través de las descargas, la escorrentía o el desbordamiento de lagunas de oxidación.

La contaminación de las aguas superficiales amenaza los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua potable que se extrae de los cursos de agua. El nitrógeno y el fósforo se asocian con la eutrofización acelerada de las aguas superficiales. Aunque el fosforo es a menudo el factor limitante para el desarrollo de algas verde-azuladas, que son capaces de utilizar el N₂ atmosférico, de tal forma que el manejo del fosforo se considera una estrategia clave en la mitigación de la eutrofización de las aguas superficiales provenientes de fuentes agrícolas (FAO, 2006).

- **Lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas**

Procedentes de los sitios donde se almacena el estiércol o en los que se han hecho aplicaciones abundantes del mismo, la lixiviación de nitratos y la transferencia de patógenos constituyen una amenaza para la calidad del agua potable.

El nitrógeno amoniacal lo componen los nitritos y nitratos, que al ser muy solubles, se incorporan a las aguas de precipitación o riego, acompañándolas en su recorrido a través del suelo, alcanzando finalmente a las masas de agua subterráneas. Un nivel elevado de nitratos en el agua potable puede ser un peligro para la salud. Niveles excesivos pueden causar "síndrome del bebé azul" y la intoxicación de los bebés. Entre los adultos la toxicidad del nitrato puede causar abortos y cáncer de estomago (Maier *et al.*, 2000).

- **Contaminación biológica por patógenos**

El ganado excreta muchos microorganismos zoonóticos y parásitos multicelulares que afectan a la salud humana (FAO, 2006). Muchos contaminantes biológicos pueden sobrevivir días, y algunas veces semanas, en las deyecciones esparcidas en el campo y después a través de la escorrentía, pueden alcanzar los recursos hídricos.

En las granjas ganaderas donde se usa cama, el estiércol no causa problemas sanitarios especiales, ya que la paja facilita la aireación la descomposición de la materia orgánica y las bacterias termofílicas producen calor con su metabolismo exotérmico, de este modo se generan temperaturas cercanas a los 60°C e incluso superiores, siendo destruidos la mayor parte de agentes patógenos (Daudén, 2001).

- **Reducción de los niveles de oxígeno en el agua**

Los residuos de ganado generalmente contienen una gran porción de sólidos con compuestos orgánicos, lo que estimula la proliferación de algas, aumentando su demanda de oxígeno y disminuyendo la disponibilidad de oxígeno para otras especies.

- **Contaminación del agua por residuos de medicamentos** (FAO, 2006)

El sector pecuario usa grandes cantidades de fármacos, principalmente antimicrobianos y hormonas. Las hormonas se utilizan para incrementar la eficiencia de la conversión alimenticia, en especial en el sector de bovinos de carne y porcinos. Su uso no está permitido en muchos países, sobre todo en Europa. Cerca de 34 países han probado el uso de hormonas en la producción de carne bovina entre ellos México. Una porción importante de los medicamentos utilizados no se degrada en el cuerpo animal y termina en el ambiente. Se han encontrado residuos de medicamentos, incluidos antibióticos y hormonas, en varios ambientes acuáticos como las aguas subterráneas, las aguas superficiales y el agua de grifo. El ganado desecha las hormonas a través de las heces principalmente y en menor medida por la orina.

Las principales preocupaciones ambientales son: a) que las bacterias estén desarrollando una resistencia a los antibióticos, y se propaguen las bacterias resistentes a los antibióticos, b) que las hormonas afecten los cultivos y con los posibles desórdenes endocrinos que pueden causar en los humanos y el medio ambiente. La relación entre el uso de hormonas en el ganado y sus impactos ambientales no son fácilmente demostrables. Sin embargo se tiene el aumento de casos documentados de masculinización y feminización de peces, así como en el incremento en los mamíferos de la incidencia de cáncer testicular y de pecho. Para remover estos residuos de medicamentos en el agua se requieren sistemas avanzados de tratamiento de agua.

2.2.2. Aire:

Las excretas del ganado emiten dióxido de carbono, metano, óxido de nitrógeno, amoníaco, olores, partículas y polvo en función de cómo salen de las instalaciones (sólida o líquida) y de su manejo (recolección, almacenamiento y disposición) (FAO, 2006).

- **Dióxido de carbono (CO₂)**

Los residuos ganaderos degradados por microorganismos bajo condiciones aerobias liberan dióxido de carbono.

- **Metano (CH₄)** (FAO, 2006)

La descomposición anaerobia de la materia orgánica del estiércol del ganado emite metano. Esto ocurre normalmente cuando el estiércol es manejado en forma líquida, en instalaciones como lagunas o tanques. El estiércol depositado en los campos de cultivo o en los pastizales o que se maneja en forma seca no produce cantidades significativas de metano.

La emisión de metano está influida por diversos factores que afectan el crecimiento de las bacterias responsables de la formación de metano, entre los que cabe destacar la temperatura, la humedad, el tiempo de almacenamiento y la dieta del ganado.

- **Óxido de nitrógeno (N₂O)**

La magnitud real de las emisiones de N₂O depende de las condiciones ambientales. Se producen emisiones de N₂O en primer lugar, cuando los desechos se manejan aeróbicamente, permitiendo la transformación del amoníaco o el nitrógeno orgánico en nitratos y en nitritos. Debe entonces manejarse en condiciones anaeróbicas, lo que hace que los nitratos y nitritos puedan reducirse a N₂, con una producción intermedia de N₂O y óxido nítrico (NO).

Debido a las diferentes vías de almacenamiento de los desechos: un intento de reducir las emisiones de metano podría aumentar las de N₂O. El óxido nitroso es muy persistente en la atmósfera donde puede permanecer hasta 150 años, es un gas de efecto invernadero y además también contribuye al agotamiento de la capa de ozono, que protege la biosfera de los efectos dañinos de las radiaciones solares ultravioletas. En presencia de humedad atmosférica y oxidante, el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno se transforman en ácido sulfúrico y nítrico. Estos contaminantes vuelven a la tierra en forma de lluvia ácida. (FAO, 2006).

- **Amoniaco (NH₃)**

Proviene de la hidrólisis de la urea y del ácido úrico. La mayor parte del NH₃-N se volatiliza durante el almacenamiento del estiércol. La exposición a niveles altos de amoniaco puede ser tóxica. La actividad biológica depende de la temperatura, mientras más baja sea está, más lento será el proceso de degradación, así se explica que las máximas concentraciones de amoniaco y de olores se detectan cuando hace más calor (Batlló, 1993).

El amoniaco en el aire se deposita cerca de superficies de agua, es parte de la lluvia ácida, y está relacionada con los olores que surgen de la producción de ganado (Miner *et al.*, 2000). Una forma de reducir la emisiones de amoniaco es utilizando paja, ésta absorberá la orina y la porción líquida potencialmente emisora será inferior. Cuanto más seca este la paja, menos olores habrá (Batlló, 1993).

- **Olor**

Derivan principalmente de los procesos de degradación biológica de la materia orgánica contenida en el estiércol. Más de 40 trazas de compuestos en el aire se han identificado. Algunos de estos incluyen mercaptanos (está familia incluye los compuestos de olores generados por zorrillos), compuestos aromáticos, sulfuros, diversos ésteres, carbonilos y aminas (USDA, 2009).

2.2.3. Efectos sobre el suelo:

- **La acumulación excesiva de nutrientes en el suelo**

Cuando se aplican altas dosis de estiércol, puede ser una amenaza para la fertilidad del suelo debido al desequilibrio de los nutrientes o incluso a concentraciones nocivas de los mismos. En suelos pobres en humus estable el incremento será positivo, pero en suelos con humus elevado dará lugar a problemas tanto en fertilidad como de contaminación.

- **Contaminación por metales pesados**

Los metales pesados se usan en la alimentación del ganado a concentraciones muy bajas, por motivos de salud o como promotores del crecimiento. Entre los metales que se añaden a las

dietas alimenticias del ganado figuran el cobre, zinc, selenio, cobalto, arsénico, hierro y manganeso. Otras fuentes potenciales de metales pesados en el alimento del ganado son el agua potable que tenga hierro disuelto por la corrosión de los metales usados en las instalaciones para alojamiento de los animales (FAO, 2006).

2.3. La degradación anaerobia (DA) beneficios y limitaciones

La DA es un proceso biológico donde un grupo de microorganismos degradan la materia orgánica en condiciones anaerobias (libres de oxígeno). Este proceso biológico ocurre naturalmente desde hace siglos en pantanos, sedimentos de lagos y océanos y en la panza de rumiantes, las aplicaciones modernas de esta tecnología incluyen el manejo y digestión de residuos en tanques cerrados, llamados digestores.

El principal producto de interés de la DA es el biogás que consiste en una mezcla de aproximadamente 65% de metano y 35% de dióxido de carbono, trazas de otros gases tales como H_2 , nitrógeno (N_2), y sulfuro de hidrógeno (H_2S) (Mata-Alvarez, 2003). El biogás es una fuente de combustible de alto grado, 1 m³ de biogás (60% de metano) equivale a 0.71 litros de gasolina ó 0.45 litros de gas licuado de petróleo, ó 1.89 kwh (Claridades, 2007). El Biogás es similar al gas natural y es usado como combustible para impulsar los motores, calderas o micro turbinas para producir electricidad y o calor. El biogás puede ser acondicionado removiendo el H_2S y CO_2 para alimentar en la tubería de gas natural o usado como combustible para vehículos.

Las plantas de digestión para residuos agrícolas pueden ser conceptualmente muy diferentes como se muestra en la Figura 2.2. Las plantas pueden ser diseñadas para un solo sustrato de la granja o múltiples sustratos. En la salida de la planta se produce gas y lodos de digestión. Ambos de estos productos pueden ser procesados adicionalmente antes de darse los usos de calor y electricidad a partir del biogás o acondicionador de suelos y fertilizante líquido a partir de los lodos de digestión (Higham, 1998).

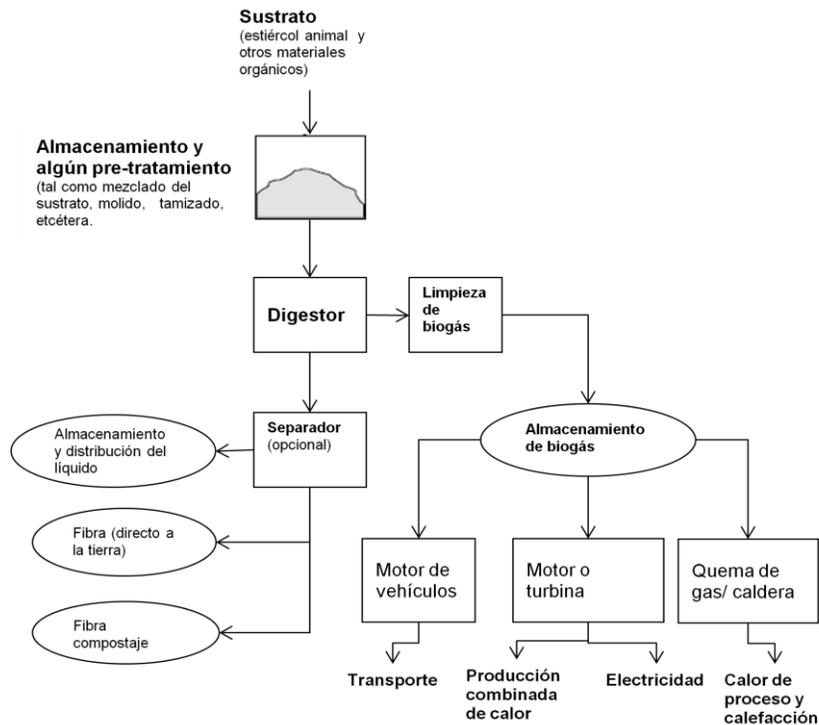


Figura 2.2 Opciones de aprovechamiento de productos finales de la digestión (Fuente: adaptado de Higham, 1998)

2.3.1. Tratamiento Anaerobio como una respuesta para mitigar los daños

Un digestor realiza el proceso biológico de estabilización de la materia orgánica; en condiciones controladas de temperatura, agitación, alimentación entre otros parámetros, con dos fines: obtener una alta productividad de metano ($\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{m}^3 \text{ reactor-día}$ o $\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{kg STV}_{\text{alimentado-día}}$) aprovechando energéticamente el desecho, o una alta eficiencia de remoción de materia orgánica para el control de la contaminación.

Aun cuando el objetivo principal del digestor sea reducir la contaminación, si se llega a utilizar solamente este sistema, resultará que no es suficiente para un control integral de los residuos. Un equipo de evaluación para la viabilidad de la tecnología de manejo de desechos de ganado desarrolladas específicamente para la producción de leche en el Valle de San Joaquín en el Estado de California, Estados Unidos evaluó cada tecnología por su comportamiento ambiental y económico. Los parámetros ambientales de mayor importancia fueron las emisiones de nutrientes, los contaminantes del aire, las sales y los patógenos. Los parámetros económicos incluyeron costos para la construcción y la operación de la tecnología.

Las conclusiones principales a las que llegaron fue que la mayoría de las tecnologías se enfocan sólo a una parte del proceso de tratamiento (Vázquez, 2010) (Tabla 2.2). La ventaja de los digestores como medio de tratamiento de los residuos ganaderos es que estos pueden ser combinados con otras tecnologías de manejo de estiércol, incluyendo separación de sólidos y la composta, para crear un sistema integral de manejo de estiércol.

Tabla 2.2. Principales tratamientos en la reducción de específicos componentes en el efluente de residuos ganaderos (Fuente: adaptado de Burton, 2001)

Efecto del tratamiento en la reducción de:								
Proceso	SST	BOD5	Olor	Kj-N	Am-N	P	K	Patógenos
Mecánico cribado	+	±	±	±	±	±	±	±
Sedimentación	++	±	±	+	±	+	±	±
Precipitación (cal)	+	±	±	±	-	++	±	±
Composteo	±	++	++	+	±	+	±	+
Aeración *	±	++	++	+	++	±	±	+
Aeración termófilico	±	+	++	±	-	±	±	++
Laguna anaerobia	+	+	-	±	±	+	±	+
Degradación anaerobia	±	++	+	±	±	±	±	+
Evaporación y secado	++	+	+	+	±	++	±	++

Donde: ++ gran efecto; + algún beneficio; ± poco o ningún beneficio; - posible efectos negativos; *incluye nitrificación y desnitrificación.

Los digestores se adaptan a cualquier región y tamaño de granja. Aunque va depender de las circunstancias del lugar para que sea viable el proyecto (Vázquez, 2010). Algunas ventajas y desventajas con su uso, se presentan en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3. Ventajas y desventajas de la digestión (Fuente: adaptado de McDonald, 2007)

Ventajas	Desventajas
Produce grandes cantidades de CH ₄ que puede ser aprovechado como combustible lo cual lo hace más sustentable	Posibilidad de explosión
El CH ₄ puede ser manejado a temperatura ambiente	Las bacterias anaerobias (particularmente las metanogénicas) son muy sensibles a la inhibición por varios compuestos (CHCl ₃ , CCl ₄ , CN ⁻ y metales pasados) por temperatura, pH, etcétera
Baja producción de sólidos biológicos en el reactor	El efluente del sistema anaerobio requiere tratamiento aerobio para poder descargar a cuerpos de agua
Se pueden aplicar altas cargas orgánicas	Se requiere mantenimiento y control
Ayuda a conservar escasos recursos naturales tales como madera	Un mayor uso eficiente del CH ₄ , requiere la remoción de impurezas tales como CO ₂ y H ₂ S, particularmente cuando el gas es usado en motores de combustión interna
No requiere energía de aireación	El arranque del proceso es lento, aunque se acelera en un 50% el arranque si se dispone de un inóculo
Produce lodos casi sin olor. El sistema puede reducir los olores de residuos agrícolas y residuos de comida en un 80%	Existe mayor riesgo que genere malos olores si falla el sistema en comparación con un sistema aerobio
El efluente líquido y lodos del sistema anaerobio puede reducir la necesidad de fertilizantes sintéticos	Altos costos de inversión. Sin embargo, si es operado y mantenido adecuadamente el sistema se paga por sí mismo.
Mejora el manejo de residuos de la granja lo cual se traduce en disminuir la probabilidad de pagar multas e impuestos por tal contaminación	

2.4. Barreras e impulsos para adoptar digestores en México

En la década de 1980 se estima existían 150 digestores en México, la mayoría desarrollado por investigaciones de institutos tales como el Instituto de Investigaciones Eléctricas (IIE) de Cuernavaca y la fundación llamada Eco desarrollo Xochicalli (FEXAC). Debido a las abundantes reservas de petróleo que existían en ese entonces, el interés en el biogás fue limitado, usando el digestor principalmente para saneamiento en lugar de obtener energía (Gunnerson y Stuckey, 1986). México genera apenas el 1.8% de su energía eléctrica con energías “alternas” al petróleo (Palacios, 2008), incluyendo la energía nuclear, es decir estaba muy atrasado en proyectos de energías alternas como es el caso de la biomasa donde se ubican los digestores.

El método de tratamiento de estiércol más usado en México es su secado al aire libre para lo cual es depositado en un terreno cercano al establo sin recibir ningún manejo para su composteo, o que sea llevado por el agua de escorrentía, ocasionando problemas de contaminación (Capullin *et al.*, 2001).

Como respuesta ante la crisis ambiental y cambio climático, siendo una de las causas los residuos del sector pecuario, el Gobierno Federal de México, a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) presentó en el año 2009 el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (SEMARNAT, 2009) 2009-2012, en el cual se reconoce que los residuos del sector pecuario son una de las fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (GEI), para lo cual, se deben tomar medidas para el adecuado control, tratamiento y disposición final de los residuos para evitar o reducir las emisiones de GEI. Una de las metas del PNPGIR complementarias a las señaladas en el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2007-2012 es: ochenta y ocho biodigestores en operación en Estados con mayor producción porcícola, cincuenta y cinco biodigestores en operación en Estados con mayor producción bovina. En total 143 proyectos de biodigestores.

Por otra parte la Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural Pesca, y Alimentación (SAGARPA), promueve sistemas productivos sustentables que reviertan el impacto ambiental de las explotaciones ganaderas, se minimice el impacto ambiental y se mitigue la generación de Gases Efecto Invernadero (GEI), utilizando de manera racional y efectiva los desechos orgánicos. En 2008 el Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO) que pertenece a SAGARPA, fue la Unidad Operativa que apoyo en efectivo para instalar 45 biodigestores y 11 motogeneradores en 56 granjas porcinas y establos lecheros con empresarios del sector rural (FIRCO, 2010a). En 2009 las acciones de apoyo a la generación y aprovechamiento de biogás se ubicaron dentro del Proyecto de Apoyo al Valor Agregado de Agro negocios con Esquemas de Riesgo Compartido (PROVAR), en la componente de energía renovable y biodigestores se autorizaron 116 proyectos (FIRCO, 2010b).

En 2010 la SAGARPA a través de FIRCO apoyó 141 proyectos en todo el país, para la construcción de biodigestores, y adquisición e instalación de motogeneradores. De los impactos generados de 2008 a noviembre de 2010 la SAGARPA tiene registrado el apoyo a 305 unidades productivas en beneficio de 1,547 productores con una inversión total de \$620.2 millones de los cuales \$228 millones corresponden a recursos federales. En cuanto al potencial de reducción de emisiones se encuentra en el orden de 1.05 millones de toneladas de CO₂, equivalente a retirar de la circulación a 480 mil vehículos (FIRCO, 2010b).

Por otro lado existen organizaciones de la sociedad civil que promueven una variedad de oportunidades y técnicas para abordar de manera integral los residuos. Por mencionar algunas: IRRI (Instituto Internacional de Recursos Renovables) México, “*Gigantes Verdes*”. Esta última organización a lo largo de 15 años ha impartido cursos, capacitaciones y asesoría, participando en programas particulares y también programas federales y estatales con actividades de sustentabilidad como son huertos intensivos sustentables, baños secos con separación de residuos, animales de traspatio, digestores, entre otras ecotecnias (Cortinas, 2010).

A continuación se describen algunas barreras de implementación y aceptación para este tipo de procesos (McDonald, 2007; Lokey, 2009):

- **Falta de información, pobre comunicación y experiencia en sistemas de recuperación de CH₄:** La información es frecuentemente difícil de obtener y a veces incompleta para temas específicos técnicos y evaluaciones económicas. Problemas de comunicación entre los dueños de la granja y los responsables de resolver los problemas técnicos de la granja
- **Pobre comprensión técnica:** rápidamente los proyectos de recuperación de metano no son exitosos debido a problemas mecánicos y de mantenimiento
- **Dificultades financieras:** Implementar los proyectos requiere un substancial desembolso de capital. Esto dificulta a los ganaderos costear los gastos
- **Altos costo por establecer sistemas de colección de metano:** La generación de energía puede no ser competitiva con las fuentes de energías convencionales.

En su tesis de situación del tratamiento de aguas residuales en los establos lecheros de Tijuana, Vázquez (2010) encontró que el poco interés en la inversión en la instalación de biodigestores, se debe a dos razones principalmente:

1. Por la crisis económica que atraviesa el país. Por lo que es muy difícil hacer un negocio en los casos en que no se asegura el pago del mismo en un tiempo determinado
2. La percepción parcial de problema ambiental por parte de los productores, que si perciben de manera favorable la protección al ambiente no se sienten responsables del daño del mismo y por lo tanto no pretenden invertir para disminuir los efectos negativos de su operación.

Otras causas derivadas de las anteriores son:

3. Los programas de financiamiento de SAGARPA están dirigidos a los grandes productores.
4. La falta de difusión de los programas gubernamentales que ofrecen apoyo económico para la construcción de los biodigestores.

Dado que existen diferentes aristas a los problemas de adopción de sistemas anaerobios, se deben establecer diversas estrategias (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Barreras y posibles acciones correctivas (Fuente: adaptado de McDonald, 2007)

Barrera	Posible acción correctiva
Precios de energía y acceso al mercado de energía	Subsidios y respaldo del gobierno que aseguren precios óptimos e infraestructura del sistema de distribución de energía.
Poca información disponible, fallas en la comunicación y mala reputación de plantas existentes.	Hacer actividades públicas periódicas: de producción, economía de plantas seleccionadas, proveer fondos para rectificar problemas, incluir subsecuentemente re-evaluación de los resultados, intercambio de información internacional

Tabla 2.4. Barreras y posibles acciones correctivas (Continuación)

Barrera	Posible acción correctiva
Bajo rendimiento energético	Disminuir la dilución del estiércol en el agua. Investigar el aumento del rendimiento de los compuestos de digestión lenta. Co digestión con residuos orgánicos concentrados.
Altos capitales y costos de operación	Mejorar transparencia de propósitos para nuevas plantas. Fortalecer las fuerzas de mercado. Además incluir el desarrollo tecnológico con automatización y operaciones hidráulicas confiables
Falta de información acerca del medio ambiente, agricultura, energía	Objetivo público de información, acerca de reciclar materia orgánica, utilización como fertilizante, reducción de contaminación, y patógenos, adjuntando cuantificaciones económicas
Falta de interés comercial	Promover sin ánimo de lucro el desarrollo de implementación de tecnologías de soluciones de bajo costo, ecotecnias.
Falta de cooperación entre los sectores interesados	Publicar historias exitosas de cómo la cooperación ha funcionado, y como los resultados han beneficiado mutuamente.

2.5. Marco Legal

2.5.1. Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) (DOF, 2010a)

La primera publicación de la LGEEPA en el Diario Oficial fue en 1998, es trascendente por ser considerado un tipo distinto de ordenamiento, logrando un avance en materia técnica legislativa (Carmona, 1990).

La Ley se estructura alrededor de cuatro conceptos básicos: política ecológica, manejo de recursos naturales, protección al ambiente y participación social, fundamentado en el sistema de concurrencias, el sistema nacional de áreas naturales protegidas y las medidas de control, de seguridad y sanciones (Carmona, 1990). Además de otros instrumentos en la política ambiental, incluye herramientas económicas como medio para la modificación de conducta de quienes realicen actividades industriales a fin de hacer compatibles sus intereses con los del desarrollo sustentables. Utiliza estímulos fiscales a quienes realicen actividades que disminuyan el daño ambiental (Vázquez, 2010).

Respecto al uso del agua, la LGEEPA promueve su ahorro, el uso eficiente, el tratamiento de del agua residual y su reúso. Determina que los criterios para su aprovechamiento y descarga de agua adecuada se establecerán en las concesiones, condiciones particulares de descarga y permisos otorgados. En el artículo 120 establece que para prevenir la contaminación del agua, quedan sujetas a regulación federal o local (entre otros) las descargas derivadas de actividades agropecuarias.

En relación a la prevención y contaminación del suelo la LGEEPA en el artículo 134 considera los siguientes criterios:

“Corresponde al estado y la sociedad prevenir la contaminación del suelo, **los residuos deben ser controlados** en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación de los suelos, es necesario prevenir y reducir la generación de residuos; incorporar técnicas y procedimientos para su reúso y reciclaje; así como su manejo y disposición final eficientes”.

2.5.2. Ley de Aguas Nacionales

La Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2008a) tiene como objetivo regular la explotación, uso del agua, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad.

En el artículo 96 BIS 1 señala que “la autoridad del agua” intervendrá para que se cumpla con la reparación del daño ambiental. Quienes violen las disposiciones legales aplicables y causen contaminación en un cuerpo receptor, asumirán la responsabilidad de reparar el daño ambiental causado, sin perjuicio de la aplicación de las sanciones administrativas, penales o civiles que procedan.

2.5.3. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos Sólidos (LGPGIR)

Publicada inicialmente en 2003, la LGPGIR es un hito, viene a cubrir los huecos que tenía el Reglamento en materia de residuos la LGEEPA. Siguiendo la política de la LGEEPA, la LGPGIR (DOF, 2007) proporciona un innovador marco normativo, orientando las políticas públicas en materia de manejo de residuos hacia la gestión integral de los mismos, a partir de un esquema de responsabilidad compartida. Reconoce que el problema de la basura no es exclusivo de las autoridades, sino que también los ciudadanos y las empresas comparten una responsabilidad en la solución del problema a partir de un nuevo modelo de gestión.

Disintiendo de lo que escribe Pérez Espejo (2006) en la investigación realizado en las granjas de cerdo y medio ambiente de la Piedad Michoacán, en la que menciona que los sólidos agropecuarios carecen de regulación por parte del gobierno, sin embargo el artículo 19 Fracción III de la LGPGIR clasifica a los residuos generados por las actividades ganaderas como residuos de manejo especial y por ende es responsabilidad de cada entidad federativa regularlos.

Por otro lado Pérez Espejo (2006) menciona que aun teniendo regulaciones sobre los mismos, los municipios están lo suficientemente abrumados con la recolección y disposición de basura de los centros de población para fijar su atención en los residuos que generen los residuos ganaderos. Sin embargo, como es sabido los residuos de manejo especial son competencia del estado y no del municipio, aun así los tres órdenes de gobierno no tienen la capacidad de controlar todos estos residuos, de ahí la importancia que la LGPGIR enfatiza en la responsabilidad compartida como medio hacia una gestión integral de los residuos.

2.5.4. Ley Federal de Derechos (DOF, 2010b)

Determina los derechos a pagar por el uso-aprovechamiento del agua, bien del dominio público de la nación. Establece que el usuario que descargue el agua residual dentro de una cuenca, un río o sobre el suelo en caso de no cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas, está obligado a pagar por un derecho por el uso de cuerpos receptores propiedad de la Nación.

Con base al artículo 192 D, exime del pago de derecho por descarga de aguas residuales a los usuarios que se dediquen a actividades agrícolas o pecuarias equivalente o inferiores a 2,500 habitantes. Y en el artículo 224 exime a los productores agropecuarios del pago de derecho por uso y aprovechamiento del agua.

2.5.5. Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos

Esta Ley (DOF, 2008b) tiene por objetivo la promoción y desarrollo de los bioenergéticos con el propósito de contribuir a la diversificación energética y el desarrollo sustentable. En el artículo 2 se entiende a los residuos de ganadería como bioenergéticos.

2.5.6. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996

Esta norma establece los límites máximos permisibles (LMP) de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (DOF, 2003) para todas las actividades en función de dos elementos: el tipo de cuerpo receptor y el uso posterior que se haga del agua.

Cuando el cuerpo receptor es el suelo agrícola que se va a regar con agua residual, no se aplican seis de los ocho parámetros básicos: temperatura, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno nitrógeno total y fósforo total. Se consideran únicamente grasas y aceites y materia flotante.

Esta norma establece que el cumplimiento de los LMP sería de forma progresivo, de tal manera que deberían todos los usuarios que descargan agua residual no municipal satisfacer los LMP a más tardar el 1 de enero de 2010. También determina que los responsables de las descargas de aguas residuales que rebasen los LMP, quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, la última fecha fue el 31 de diciembre del 1999. Sin embargo, se advierte que la mayoría de los cuerpos receptores de agua en el país están contaminados

Probablemente es representativo a nivel país el fenómeno que ocurre en La Piedad Michoacán y Celaya Guanajuato. Pérez-Espejo (2006) en su trabajo realizado en las granjas de cerdo de La Piedad Michoacán encontró que la mayoría de los productores pecuarios de la zona han presentado un Programa de Acciones; sin embargo es muy difícil para las gerencias estatales de la CNA que carecen de los recursos humanos necesarios, dar seguimiento a cada uno de los programas y constatar que lo establecido en el programa de acciones se cumpla en la granja.

2.6. Proceso biológico de digestión

Los tres pasos básicos en general involucrados en la oxidación anaerobia de los residuos son: 1) hidrólisis, 2) fermentación (también conocido como acidogénesis) y 3) metanogénesis (Figura 2.3).

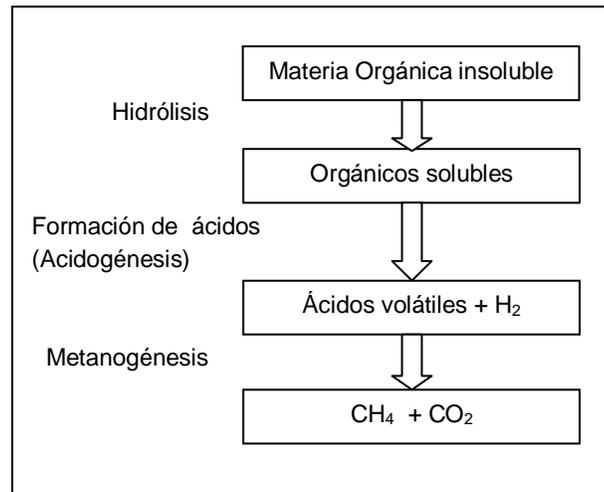


Figura 2.3 Diagrama degradación anaerobia en tres etapas: hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis (Fuente: Turovskiy y Mathai, 2006)

La degradación anaerobia de la materia orgánica es un proceso complejo que se lleva a cabo en grupos de reacciones en serie y en paralelo de las cuales se contemplan los siguientes pasos (Von y Lemos, 2005; Mata-Alvarez, 2003), mostrados en la Figura 2.4:

1. Hidrólisis de polímeros de cadena larga tales como proteínas, polisacáridos y lípidos a simples monómeros orgánicos o sustancias diméricas por ejemplo: azúcar, ácidos orgánicos, amino ácidos, por microorganismos hidrolíticos. Las bacterias hidrolíticas tienen la capacidad de producir enzimas hidrolíticas, las cuales degradan compuestos solubles y no solubles de alto peso molecular
2. Fermentación de sustancias orgánicas monoméricas a H₂, o formiato, CO₂, piruvato, ácidos grasos volátiles y otros productos orgánicos tales como cetonas, etanol, o ácido láctico por la fermentación de las bacterias
3. Acetogénesis u oxidación de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes
4. Acetogénesis de ácidos grasos de cadena corta (menos el ácido acético)
5. Homoacetogénesis y heteroacetogénesis
6. Metanogénesis acetoclástica es la conversión de ácido acético por bacterias metanogénicas acetoclásticas, incluyendo *Methanosarcina*, y *Methanotrix*. Ambas tienen tasas de crecimiento bajo (tiempos de duplicación cerca de 24 horas)
7. Metanogénesis hidrogenofílica es la respiración metanogénica de CO₂ por bacterias metanogénicas hidrogenofílicas. Estas bacterias tienen una tasa de crecimiento más rápida que las bacterias metanogénicas acetoclásticas, con tiempos de duplicación de 4 a 6 horas.

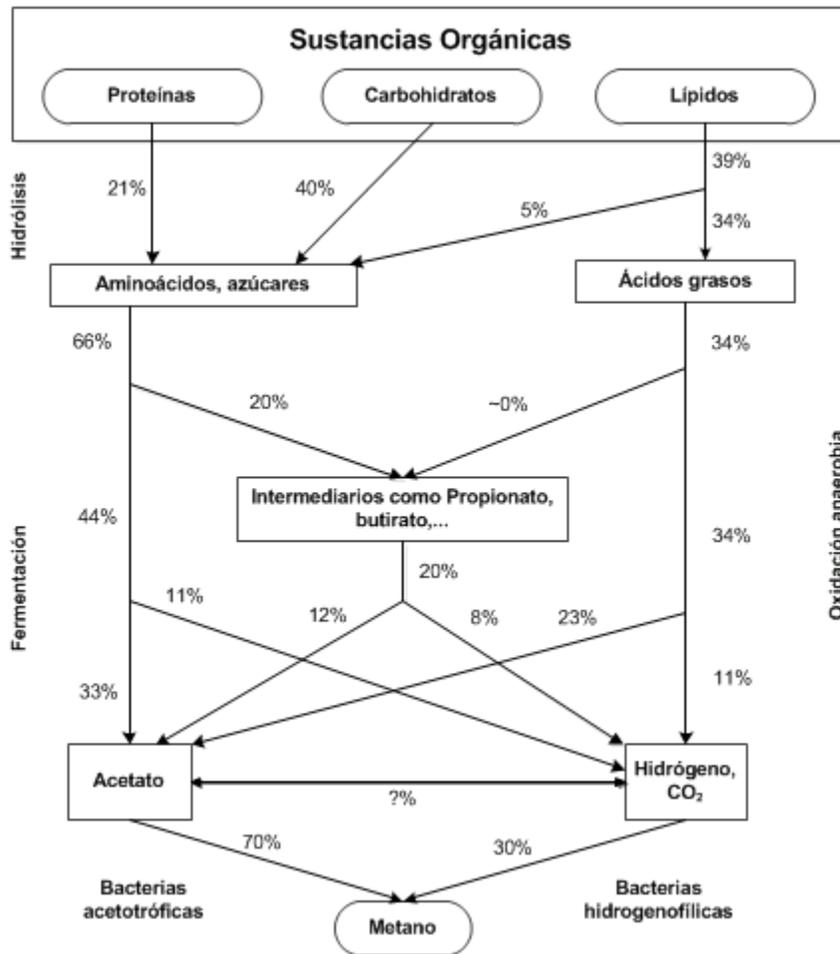


Figura 2.4 Pasos bioquímicos en la degradación anaerobia (Fuente: Gujer y Zehnder, 1983)

Las bacterias metanogénicas son estrictamente anaerobias, esto significa que no pueden sobrevivir en la presencia de oxígeno. La producción de metano es por dos tipos de bacterias metanogénicas: acetoclástica e hidrogenotrófica.

Acetoclásticas: estas son responsables por cerca del 60 a 70% de producción de todo el metano, rompen el ácido acético llevándolo a la formación de metano y dióxido de carbono (ecuación 2.1). El grupo metilo del ácido acético es reducido a metano y el grupo carboxílico es oxidado a dióxido de carbono (Von y lemos, 2005).



Al ocurrir esta reacción se eleva el pH del medio por la eliminación del ácido acético y la formación de CO₂ que al disolverse forma una solución amortiguadora de bicarbonato.

Hidrogenofílicas: utilizan el hidrógeno como donador de electrones y CO₂ como aceptor de electrones (reducción del dióxido de carbono), para producir metano (Metcalf & Eddy, 2003) (ecuación 2.2)



Ambas clases de microorganismos metanogénicos, acetoclástica e hidrogenotrófica son importantes en el mantenimiento de la degradación anaerobia, donde son responsables para la función esencial de consumir el hidrógeno producido en las fases previas. Consecuentemente la presión parcial del hidrógeno en el medio es bajo, esto habilita las reacciones de las bacterias acidogénicas y acetogénicas (Von y Lemos, 2005).

El mayor peligro para la conversión anaerobia en su conjunto se presenta cuando la población de microorganismos no está balanceada. Por ejemplo los microorganismos metanogénicos tienen menor tasa de crecimiento que las bacterias acidogénicas (Mata-Alvarez, 2003) esto puede provocar la acidificación del reactor inhibiendo el crecimiento y actividad de los microorganismos metanogénicos. Un adecuado control de la alcalinidad es necesario para evitar fallas.

2.7. Parámetros de proceso

El metabolismo microbiano requiere ciertas condiciones ambientales para mantener un óptimo proceso de degradación anaerobia, por esta razón ciertos parámetros deben ser tomados en consideración y controlados. Los parámetros que regulan cada una de las etapas se resumen en la Tabla 2.5

Tabla 2.5. Factores físico-químicos del proceso anaerobio (Fuente: Deublein *et al.*, 2008)

Parámetro	Hidrólisis/acidogénesis	Formación de metano
Temperatura	25-35 °C	
Valor de pH	5.2-6.3	6.7-7.5
Razón C:N	10-45	20-30
Contenido de MS	< 40% MS	< 30% MS
Potencial redox	+400 a -300 mV	<-250 mV
Razón requerida C:N:P:S	500:15:5:3	600:15:5:3
Trazas de elementos	Ningún requerimiento especial	Esencial: Ni, Co, Mo, Se

°C: grados Celsius; MS: materia seca; C: carbono; N: nitrógeno; P: fosforo; S: azufre; mV: mili volts

Los requerimientos ambientales de las bacterias fermentativas, en la cual la hidrólisis y acidificación del sustrato ocurre, difieren de los requerimientos de microorganismos formadores de metano. Siempre que el proceso de degradación completo se lleva a cabo en una fase, los requisitos ambientales de los microorganismos metanogénicos deben ser cumplidos como prioridad, ya que de lo contrario no tendría ninguna posibilidad de supervivencia en el cultivo mixto debido a su menor tasa de crecimiento y una mayor sensibilidad a los factores ambientales.

2.7.1. pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles y relación alfa

El **pH** óptimo para producir CH₄ es en el rango de 7 a 7.2, aunque la producción de biogás es satisfactoria en un intervalo de 6.2 y 7.8. El pH en el digestor es función de la alcalinidad de

bicarbonatos del sistema, la fracción de gas de CO_2 en el digestor y la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) (McDonald, 2007).

Como los ácidos orgánicos son producidos durante la ruptura de materiales orgánicos, el pH puede caer, si no existe un equilibrio. Cuando las bacterias formadoras de ácido y las bacterias metanogénicas están presentes en una reacción balanceada, el pH de todo el sistema estará en equilibrio en un valor aproximado de 7, donde los ácidos orgánicos son removidos así como son producidos. Si el balance no es logrado en el digestor, el pH puede bajar de los niveles óptimos afectando severamente a las bacterias metanogénicas, a niveles de pH alcalinos se afecta principalmente a las bacterias metanogénicas acetoclásticas. La aguda disminución en la actividad metanogénica arriba de pH de 8.3 puede ser relacionada a un aumento en el ion amonio debido a la desionización del amoniaco (Cheung, 2004). La actividad metanogénica en el rango de pH de 6.6 – 7.8 es significativamente mayor que a niveles de pH extremos (Figura 2.5).

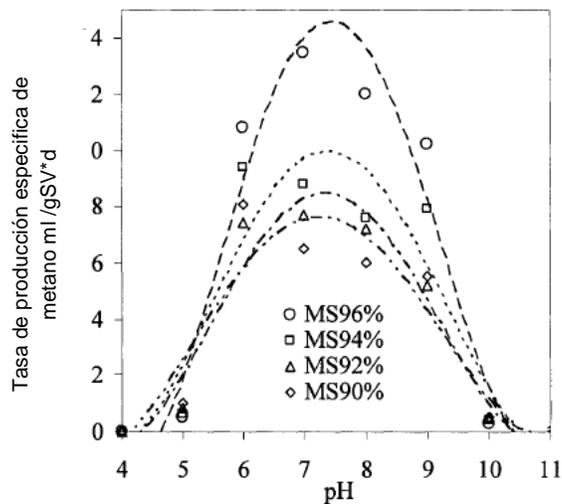


Figura 2.5 Tasa de producción específica de metano respecto al rango de pH 5-10 y contenido de humedad de 90-96 (Fuente: Cheung, 2004)

Donde:

MS = Contenido de humedad

La **alcalinidad** es un parámetro importante, de éste depende el amortiguamiento de un cambio brusco de pH en el sistema debido a la producción de ácidos grasos volátiles (AGV). El principal consumidor de la alcalinidad en el digestor es el dióxido de carbono y en segundo lugar los ácidos grasos volátiles (Metcalf & Eddy, 2003; Von y Lemos, 2005). El CO_2 es producido en la fermentación y fase metanogénica del proceso de digestión. Debido a la presión parcial en el digestor, el dióxido de carbono se solubiliza y forma ácido carbónico, el cual consume alcalinidad. La concentración de dióxido de carbono gas en el digestor es por lo tanto reflejo de los requerimientos de alcalinidad (Figura 2.6) (Metcalf & Eddy, 2003).

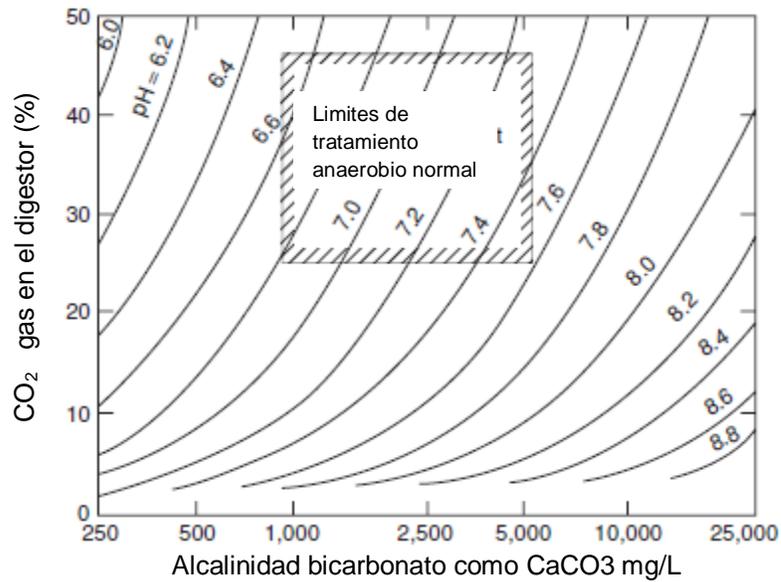


Figura 2.6 Relación entre pH, bicarbonato y dióxido de carbono a 35 °C y 1 atm de presión (Fuente: Kumar, 2008)

Un digestor anaerobio que opera correctamente, típicamente oscilará entre 1000 y 5000 mg CaCO₃/L (Metcalf & Eddy, 2003). Como resultado de la reacción de la alcalinidad con los ácidos grasos producidos en el sistema, la alcalinidad de bicarbonatos se convierte en alcalinidad de ácidos volátiles, por ende la alcalinidad útil para fines de amortiguamiento de pH es la debida a los bicarbonatos, en tanto que la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles (AGV) es una forma indirecta de medir su concentración la cual se debe mantener en el nivel más bajo posible. Para calcular la concentración indirecta de AGV a partir de la determinación de alcalinidad a pH 5.75 y 4.3 se determina con la Ecuación 2.3 (Von y Lemos, 2005):

$$AGV = Alc(total)_{4.3} - Alc(HCO_3^-)_{5.75} / (0.85 * 0.83) \quad (2.3)$$

Para conocer la capacidad buffer en el sistema se aplica el concepto de relación alfa de la alcalinidad debida a los bicarbonatos entre la alcalinidad total. La relación α puede calcularse con la Ecuación 2.4 (Rubio, 2004):

$$\alpha = \frac{Alc(HCO_3^-)_{5.75}}{Alc(total)_{4.3}} \quad (2.4)$$

Donde:

$Alc(HCO_3^-)_{5.75}$ = Alcalinidad debida a los bicarbonatos, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H₂SO₄ hasta un pH de 5.75 (m CaCO₃/L)

$Alc(total)_{4.30}$ = Alcalinidad total, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H₂SO₄ hasta un pH de 4.3 (mg CaCO₃/L)

La relación de α con valores superiores a 0.5 indica que existe un equilibrio entre los bicarbonatos producidos por la descarboxilación del acetato por las bacterias metanogénicas acetoclásticas y de los AGV producidos durante la etapa de fermentación. Valores de α inferiores a 0.5 son debidos a la acumulación de AGV, lo que indica que el sistema no tiene la capacidad para consumir la cantidad de sustrato que a él ingresa.

2.7.2. Temperatura

El proceso anaerobio, como la mayoría de otros sistemas biológicos, dependen fuertemente de la temperatura. En el sistema anaerobio existen tres rangos de temperatura óptimos para la metanogénesis: psicrófilos, mesófilos y termófilos. La tasa de conversión generalmente se incrementa con un aumento en la temperatura hasta 60° C. La conversión anaeróbica tiene su más altas eficiencias en los rangos de 5-15 °C para psicrófilos, 35-40 °C para mesófilos, y cerca de 55° C para termófilos, con tasas de decremento entre esos óptimos (Figura 2.7), estas tasas de decremento entre los óptimos puede ser debido a la falta de adaptación (Kumar, 2008).

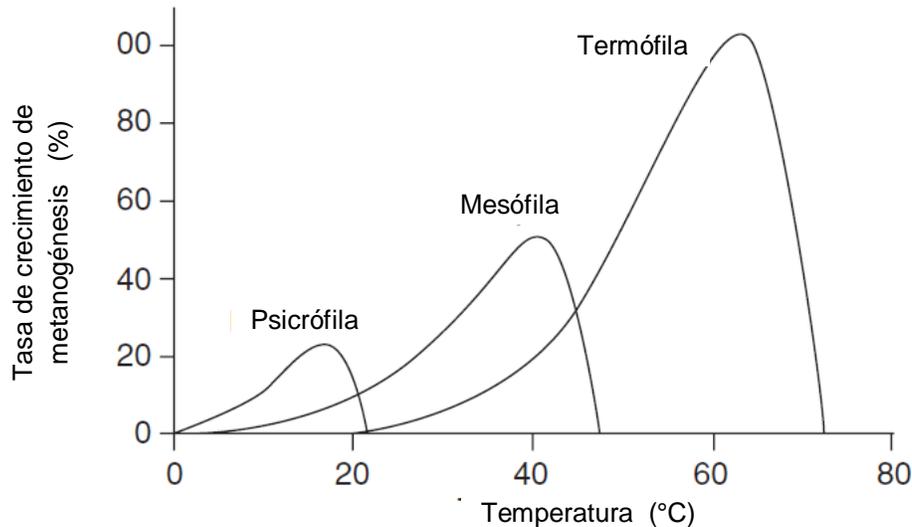


Figura 2.7 Tasa de crecimiento de metanogénesis para cepas psicrófila, mesófila, y termófila (Fuente: Kumar, 2008)

El diseño y la temperatura de operación establece el mínimo tiempo de retención hidráulica (TRH) requerido para alcanzar una determinada cantidad de destrucción de sólidos suspendidos volátiles. Existen dos rangos óptimos de temperatura para bacterias acidificantes: de 32-42 °C para microorganismos mesófilos y 48-55 °C para microorganismos termófilos.

Si la selección de la temperatura es importante, mantener estable la temperatura de operación es más importante, especialmente por las bacterias formadoras de metano pues son sensibles a los cambios de temperatura (Metcalf & Eddy, 2003).

2.7.3. Agitación

La agitación de los reactores anaerobios tiene diversos propósitos, que se resumen a continuación (ISAT, 1999a):

- Unir el influente con la población bacteriana y eliminar los metabolitos producidos por las bacterias metanogénicas, al favorecer la salida de los gases; proporcionar una densidad uniforme de población bacteriana
- Evitar la formación de espacios muertos que disminuirán el volumen efectivo del reactor y la formación de caminos preferenciales en función de la hidráulica del sistema

- Evitar gradientes de temperatura pronunciados, manteniendo una temperatura uniforme en todo el reactor
- Favorecer la transferencia de gases, que pueden ser atrapados en forma de burbujas en el sustrato
- Evitar la formación de espumas o la sedimentación en el reactor.

En la selección o el diseño de un medio de agitación los siguientes puntos deben ser considerados:

- Nunca debe ser violenta la agitación ya que podría destruir los floculos o agregados de bacterias necesarios para mantener un proceso estable (Castells, 2005)
- Algunos tipos de reactores pueden funcionar bien sin sistema de agitación. Se suelen utilizar en sustratos con un alto contenido en sólidos o con sustratos básicamente solubles, con regímenes de flujo pistón.

2.7.4. Nutrientes

Hay muchas sustancias orgánicas e inorgánicas las cuales son necesarios para el digestor se desempeñe adecuadamente. Generalmente se llama nutrientes al carbono, fósforo y nitrógeno. En el caso de lodos y estiércol animal la relación C: N usualmente esta dentro del rango óptimo. El contenido de nutrientes puede ser ajustado previo a la digestión para asegurar que las condiciones sean óptimas para metanogénesis.

Sulfuro, vitaminas y algunas trazas de minerales (Fe, Ni, Mg, Ca, Na, Ba, Tu, Mo, Se, y Co) son llamados micronutrientes, estos también son importantes en el crecimiento de las bacterias, sin embargo si es superado un determinado nivel de umbral su presencia puede tener efectos inhibidores (Mata-Alvarez, 2003).

2.7.5. Compuestos inhibidores

La literatura sobre la degradación anaerobia muestra una variación considerable en los niveles de inhibición/toxicidad reportados para la mayoría de las sustancias. La mayor razón para la variación es la complejidad de los procesos de degradación anaerobia donde mecanismos tales como antagonismo, sinergia, aclimatación y formación de complejos pueden afectar significativamente el fenómeno de la inhibición (Chen *et al.*, 2008). Los tóxicos comunes incluyen:

Nitrógeno amoniacal

El amoníaco e ion amonio es resultado de la degradación biológica de materia nitrogenada, principalmente de las proteínas y urea. La concentración de amoníaco es la principal causa de inhibición y a mayores concentraciones puede ser tóxico. Mientras el ion amonio es inocuo. Aunque puede iniciar con efectos inhibidores a concentraciones del rango de 1500 a 10000 mg/L. El efecto inhibitor del amoníaco ocurre porque es libremente permeable a la membrana. La molécula hidrofóbica del amoníaco se puede difundir pasivamente en las células, causando desequilibrio de protones y/o deficiencia de potasio y puede mostrar efectos recíprocos con Ca^{2+} o Na^{+} .

El amoníaco a bajas concentraciones puede tener un efecto estimulador, sirviendo como de nitrógeno para las bacterias. Sin embargo, a elevadas concentraciones de amoníaco tiene un

efecto inhibitorio. Se ha reportado en la literatura un amplio rango de concentración de amoníaco donde tiene efecto inhibitorio causando un 50% de reducción en la producción de metano

En el amplio rango de 80 mg/L a 14,000 mg/L de concentración de amoníaco se ha reportado en la literatura donde tiene un efecto inhibitorio causando un 50% de reducción en la producción de metano. Esta diferencia significativa en la concentración de inhibición de amoníaco puede ser atribuida a las diferencias en el sustrato, e inóculo, condiciones ambientales (temperatura, pH) y periodos de aclimatación (Chen *et al.*, 2008).

El NH_4^+ existe en equilibrio con NH_3 y conforme se eleva el pH el equilibrio se desplaza hacia la derecha según se ilustra en la ecuación 2.5 (Mata-Alvarez, 2003). La inhibición por amoníaco se incrementa con un pH alcalino a una concentración constante. Por ejemplo: la relación ion amonio a amoníaco es 99:1 a pH =7, y 70:30 a pH 9



Para superar el problema de toxicidad de NH_3 , puede ser necesario diluir con agua o ajustar la relación C : N. La zeolita también se ha usado para absorber el exceso de NH_4^+ en el fluido del digestor y reducir el potencial de toxicidad (McDonald, 2007).

Hidrógeno

Su acumulación puede provocar la inhibición de la acetogénesis

Sulfuro de hidrógeno

La toxicidad por sulfuro es debido a la reducción biológica de sulfatos, compuestos orgánicos que contienen azufre y por la degradación anaerobia de compuestos ricos en proteínas. Existen dos etapas de inhibición como resultado de la reducción de sulfato. La primera inhibición empieza cuando las bacterias sulfato reductoras (SBR) compiten con los microorganismos fermentativos, acetogénicos y metanogénicos por el sustrato disponible, resultando en un decremento en la producción de metano a partir de una cantidad dada de materia orgánica en el influente. La importancia de esta competición bacteriana es mayor cuando la concentración relativa de SO_4^{2-} se incrementa en relación a la concentración de DQO. La segunda inhibición resulta de la toxicidad del sulfuro a varios grupos de bacterias (Von y Lemos, 2005; Chen *et al.*, 2008).

La reducción del sulfato lleva a la formación de H_2S , el cual se disocia en agua. La disociación de las especies está relacionada a la temperatura y pH del medio. La forma no ionizada (H_2S) es el principal componente disuelto para valores de pH menores que 7. La forma ionizada (HS^-) es la que prevalece para pH con valores entre 7 y 14. La concentración de sulfuro libre (S^{2-}) es despreciable en rangos de pH asociados con tratamiento de aguas residuales (Von y Lemos, 2005).

La inhibición por sulfuro depende de la concentración de ácido sulfhídrico (H_2S) no disociado en el medio, lo cual indica que la inhibición por sulfuro depende fuertemente del pH. Los valores de umbral de sulfuro de hidrógeno se encuentran entre 200 mg/L y 1500 mg/L. Además de los factores ambientales esas diferencias pueden atribuirse a la aclimatación de las bacterias. Por otra parte el ion fierro puede influir en estos valores ya que remueve el anión azufre por precipitación de FeS . Esta precipitación puede ser un método de superar los problemas de toxicidad derivados de la presencia de H_2S (Mata-Alvarez, 2003).

Cationes y otras

Las sales solubles de metales tales como cobre, zinc, fierro, níquel. El uso de antibióticos o promotores de crecimiento animal usados en la producción de ganado puede inhibir o detener completamente el proceso de fermentación (McDonald, 2007).

2.7.6. Sustrato

Casi cualquier sustrato orgánico puede ser convertido a CH₄ por bacterias anaerobias. La entrada de material o sustrato seleccionado influirá en el diseño del reactor, las condiciones de operación y fisiología bacteriológica. El sustrato dictará la calidad de los productos finales (biogás y lodo digerido) y la necesidad de un pre o pos tratamiento del material.

Los residuos varían en su disponibilidad, características físicas, químicas o biológicas, potencial de biogás, degradabilidad, concentración de contaminantes o materiales tóxicos y compuestos recalcitrantes.

Varios materiales orgánicos son digeribles sin mayor tratamiento y tienen un buen desempeño por ejemplo: lodos, grasas, suero, lixiviados, agua residual. Otros residuos (residuos sólidos urbanos, restos de comida, comida caducada, residuos de cosecha) pueden requerir un exhaustivo proceso de pre-tratamiento para lograr la eficiencia en el digestor y obtener productos de alta calidad. Una lista parcial de residuos orgánicos, sus consideraciones y conveniencia para usos en la digestión se presenta en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6. Evaluación de residuos orgánicos para su uso en el digestor (Fuente: Adaptado de McDonald, 2007)

Material	Excelente	Bueno	Pobre	Observaciones
Paja y otras fibras de residuos de planta			√	Se requiere picar o moler
Material de plantas verdes, granos, cultivos, ensilajes		√		Se requiere picar, perturba la arena, roca y escoria
Lixiviados de ensilaje	√			Puede resultar alta DQO
Residuos de cosecha		√		Se requiere picar, perturba la arena, roca
Estiércol de gallina		√		Puede ocurrir Inhibición por NH ₃
Estiércol líquido de cerdo	√			No requiere pre tratamiento
Estiércol de vaca		√		Se requiere picar la paja de cama
Estiércol animal de otros animales		√		Se requiere picar la paja de cama
Suero	√			No requiere pre-tratamiento

Los materiales con alto contenido de celulosa y lignina son descompuestos lentamente bajo un sistema anaerobio. En más de los casos la conversión de celulosa es un paso limitante para la degradación anaerobia. Si se utilizan paja y camas de madera o aserrín para producción de biogás, se requiere métodos para habilitar la degradación de estos compuestos.

Una forma de mejorar el desempeño del digestor es a través de la reducción del tamaño de la partícula (método mecánico) y otra es a través de promover la hidrólisis de la materia orgánica (métodos biológicos o químicos).

Aunque los procesos de pre-tratamiento pueden resultar en un incremento de la producción de biogás, esto también incrementa en general los costos de tratamiento de un sistema anaerobio y la complejidad del sistema.

2.7.6.1 Estiércol

El estiércol de ganado se define como el conjunto de heces y orina que generan los animales como desecho final de su digestión. Generalmente se ha usado como mejorador de suelo y el potencial de generar energía se ha dejado de lado, los problemas asociados con el manejo del estiércol se mencionan en el capítulo 2.2 del presente documento. Tratar el estiércol a través de sistema anaerobios con captura de biogás puede mitigar el riesgo ambiental mientras que genera energía renovable y nutrientes ricos en fertilizantes.

Existen varios estudios que caracterizan la cantidad y características del estiércol (Tabla 2.7), aunque es evidente que esos datos representan el estudio de varios investigadores y pueden considerarse como una referencia general, que en algunos casos no representa a casos particulares.

Tabla 2.7. Cantidades de estiércol de varios animales (Fuente: adaptado de Miner *et al.*, 2000)

Animal	Tamaño del animal (kg)	Estiércol producido(kg/día)	Estiércol producido(m³/día)	Contenido de humedad (%)
Vaca lechera	226.80	18.60	0.019	87
	453.60	37.20	0.038	87
	635.04	52.16	0.053	87
Ganados vacuno	226.80	13.61	0.014	88
	453.60	27.22	0.029	88
Oveja	45.36	1.81	0.020	75

Existen diferencias individuales en la cantidad de estiércol debido al tipo de animales, las razas, el hecho de que un animal se alimente para ganar peso o en la producción de leche, etapa de crecimiento, el consumo de alimento y la digestibilidad de los piensos, la finca, el sistema de recogida de estiércol, la cantidad y tipo de material usado como cama y el proceso de degradación durante el almacenamiento influyen de gran manera sobre las características del estiércol.

Es mejor un estiércol fresco para el digestor que un estiércol que ya tiene tiempo de almacenamiento, (Tabla 2.8) pues este último ya ha sufrido degradación y pérdida de humedad. Estiércol con grandes cantidades de arena o paja requiere pre-tratamiento para eliminar la arena y triturar la paja para hacerlo más biodegradable.

Tabla 2.8. Diferencias de características de estiércol debido a su manejo (Fuente: adaptado de Miner *et al.*, 2000)

Características de estiércol de ganado paleado de un corral de ganado		Características de estiércol de ganado vacuno fresco	
Parámetro	Valores (kg/día/453 kg peso animal)	Parámetro	Valores (kg/día/453 kg peso animal)
Peso del material	12.70	Peso del material	23.00
Sólidos totales, 56% de peso húmedo	7.11	Sólidos totales, 15% de peso húmedo	3.45
Sólidos volátiles, 38% de ST	2.70	Sólidos volátiles, 81% de ST	2.79
DBO ₅ , 5.3% de peso húmedo	0.67	DBO ₅ , 2.5% de peso húmedo	0.58
Nitrógeno total, 1% del peso húmedo	0.12	Nitrógeno total, 0.59% de peso húmedo	0.14
Nitrógeno amoniacal, 0.35% de ST	0.02	Nitrógeno amoniacal, 4.5% de ST	0.13
Fosforo total, 0.65% de ST	0.05	Fosforo total, 0.97% de ST	0.03
Potasio, 2% de ST	0.14	Potasio, 2% de ST	0.06

ST: Sólidos totales; DBO₅ Demanda Bioquímica de Oxígeno

2.7.7. Otros (concentración de microorganismo, luz)

Los microorganismos metanogénicos en general tienen tiempos de regeneración largos en comparación con los tiempos de regeneración de las bacterias hidrolíticas y formadoras de ácido y aún mayor es la diferencia respecto a los microorganismos aerobios. Para evitar el lavado del reactor, el tiempo de residencia hidráulica debe ser al menos 15 días en sistemas de reactores donde no tengan instalaciones para tener y retornar la biomasa. La baja tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas significa que para la fase de arranque de una planta de biogás se requiere un tiempo relativo de hasta 3 meses (Deublein y Steinhauser, 2008).

Para acelerar el proceso de arranque del digestor se utiliza un inóculo y suele consistir en efluentes de un reactor destinado al aprovechamiento de un sustrato idéntico o similar al que se desea aprovechar (Pérez y Maya, 2010).

La luz inhibe severamente la metanización. Por lo tanto la formación de metano debe realizarse en un lugar totalmente oscuro (Deublein y Steinhauser, 2008).

2.8. Biogás

El biogás es una mezcla de gases que se producen en el reactor anaerobio (Tabla 2.9). El único gas con valor económico del biogás es el metano. El metano puede ser usado como una fuente de combustible, es un gas inflamable natural, es inodoro y se quema limpiamente (Ecuación 2.6).



El metano puro tiene un poder calorífico de 37,259 kJ/m³ (1000 Btu/ft³). Cuando el metano se mezcla con el dióxido de carbono y otras de gases que se producen en el digestor, su poder calorífico disminuye significativamente a 6-6.5 kWh/m³, 5200 Kcal/m³ (500-600 Btu/ft³). El biogás con una concentración en metano mayor que 45% es inflamable.

Tabla 2.9. Características generales de biogás (Fuente: adaptado de 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	0.6-0.65 L petróleo/m ³ biogás
Limite de explosión	6-12% biogás en el aire
Temperatura de ignición	650 a 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	Huevos podridos (el olor de biogás desulfurizado difícilmente se nota)
Masa molar	16.043 kg/kmol

2.8.1. Componentes del biogás

Los componentes del biogás dependen de la planta y el sustrato. Una evaluación de 10 plantas de biogás en Bavaria que usan diferentes sustratos mostró que una combinación de biomasa y co-sustrato ayuda en la reducción del contenido de CO₂ producido durante el proceso de fermentación. Con grasa como co-fermentado, el contenido de CO₂ es cerca de 35%, menor que el obtenido por solo la fermentación líquida de estiércol (cerca de 40%). La Tabla 2.10 ofrece una visión general de los componentes del gas típico y sus impactos en la calidad de gas.

Tabla 2.10. Impurezas típicas del biogás y sus efectos (Fuente: adaptado de Deublein y Steinhauser, 2008)

Componente	Contenido	Efectos
CO ₂	25-50% en vol.	<ul style="list-style-type: none"> • Disminuye el poder calorífico • Si el gas es húmedo causa corrosión (baja concentraciones de ácido carbónico). • Daña celdas alcalinas de combustible
H ₂ S	0-0.5% en vol.	<ul style="list-style-type: none"> • Efecto corrosivo en equipos y tuberías • Emisión de SO₂ después de la combustión o emisión de H₂S en una combustión imperfecta • Inhibición de catálisis
NH ₃	0-0.05% en vol.	<ul style="list-style-type: none"> • Emisión de NO_x daña celdas de combustible • Causa corrosión cuando se disuelve en agua
Vapor de agua	1-5% en vol.	<ul style="list-style-type: none"> • Causa corrosión de equipos y tuberías • Daños a equipos de instrumentación por condensado • Riesgo de congelar tuberías y válvulas
Polvo	>5µm	<ul style="list-style-type: none"> • Obstruye debido a la deposición en los compresores y tanques de almacenamiento de biogás
N ₂	0-5% en vol	<ul style="list-style-type: none"> • Baja el poder calorífico • Aumenta las propiedades anti-golpes de los motores
Siloxenos	0-50 mg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> • Actúan como abrasivos y daña a motores

2.8.1.1. Dióxido de carbono

La composición del gas CO₂ puede ser solo parcialmente controlado. Depende de los siguientes factores (Deublein y Steinhauser, 2008):

- La presencia de compuestos con largas cadenas de hidrocarburos por ejemplo materiales ricos en grasas, pueden ayudar a mejorar la calidad de gas cuidando que la cantidad sea razonable y no muy grande para evitar la acidez
- El proceso de fermentación toma lugar de manera más rápida si el material en el reactor está distribuido homogéneamente
- Si el sustrato está muy cerrado en las estructuras de lignina, el tipo de desintegración del sustrato se vuelve importante. En el pretratamiento la estructura del sustrato deber ser desfibrada en lugar de cortada
- Un alto contenido de líquido en el reactor influye en una alta concentración de CO₂ disuelto en el agua, lo que disminuye el nivel de CO₂ presente en la fase gaseosa
- A mayor temperatura de fermentación, disminuye la cantidad de CO₂ disuelto en el agua
- Una alta presión durante el proceso lleva a una mayor concentración de CO₂ presente en el agua, esto se puede aprovechar si se purga material con alto contenido en CO₂ disuelto en el agua
- El sustrato tiene que estar bien preparado para acelerar e intensificar la descomposición.

2.8.1.2. Nitrógeno y oxígeno

El nitrógeno y oxígeno presentes en el biogás se encuentran normalmente en proporción 4 a 1 y usualmente se incorporan en las etapas de ventilación que tienen como objetivo eliminar el ácido sulfhídrico presente en el reactor; estos gases pueden entrar también normalmente en pequeñas cantidades si el sistema de tuberías no está perfectamente hermético.

2.8.1.3. Amoníaco

Usualmente la concentración de amoníaco es baja ($<0.1 \text{ mg/m}^3$). Cuando los sustratos usados provienen de excremento de aves o algunos casos particulares de residuos fermentados, la presencia de amoníaco se puede incrementar hasta un máximo de 1.5 mg/m^3 , por sobre este límite existe riesgo para los quemadores inclusive para la vida de los motores utilizados.

2.8.1.4. Ácido sulfhídrico

Este gas es más pesado que aire, es inflamable, incoloro y tóxico y su olor es el de materia orgánica en descomposición, como los huevos podridos. La cantidad de H_2S presentes depende del proceso y el tipo de sustrato utilizado, si no existe un paso de desulfurización, la concentración de H_2S puede exceder el 0.2% por volumen. Cuando el sustrato fermentado es viscoso, el contenido de H_2S es menor que en el caso de un sustrato líquido. También es menor con residuos orgánicos en comparación con los desechos de estiércol líquido y los sustratos de cooperativas agrícolas.

Un objetivo es mantener el contenido de ácido sulfhídrico en los niveles más bajos posibles, ya que los componentes de la planta aguas abajo son dañados por H_2S . Por lo tanto el biogás se suele desulfurar cuando aún está en el biorreactor. El ácido sulfhídrico contenido en el biogás, junto a la humedad de éste, se convierte en ácido sulfúrico (H_2SO_4), el cual es muy corrosivo para los equipos como motores, tubería.

2.8.1.5. Siloxenos

Los siloxenos son variantes de la silicona y se presentan como grupos separados en el biogás. Estos componentes pueden ser hallados principalmente en cosméticos, detergentes, tintas de impresión y en materiales de construcción, es por esto que en los desechos domésticos, que son sustrato principal para el biogás obtenido de plantas de tratamientos de agua o de vertederos, se encuentran muchos de los compuestos derivados de la silicona. Igualmente el contenido de siloxenos puede ser alto en plantas co-fermentadoras las cuales contienen grandes cantidades de lodos de aguas residuales.

Concentraciones aceptables de estos compuestos son de 0.2 mg/m^3 . A altas temperaturas los siloxenos y oxígeno químicamente forman SiO_2 , el cual permanece en las superficies de piezas de la máquina. Usualmente esto resulta en reducción del flujo y fricción, pero en calentadores y plantas de energía pueden causar abrasión de los pistones (Deublein y Steinhauser, 2008).

2.8.2. Métodos de tratamiento del biogás

Todos estos compuestos deber ser removidos dependiendo la utilización futura del biogás. Las formas predominantes de principal tratamiento y eliminación son el agua, sulfuro de hidrógeno, y dióxido de carbono del gas crudo.

2.8.2.1. Eliminación de partículas

Consiste en métodos simples que se basan en el uso de rejillas metálicas, trampas de agua, o combinaciones de ambas (Castells, 2005). Las partículas sólidas en el biogás y a veces componentes como aceites son filtrados del biogás con los colectores de polvo habitual (Deublein y Steinhauser, 2008).

2.8.2.2. Remoción de agua

El biogás normalmente se encuentra saturado de vapor de agua, pero debe tener una humedad relativa de menor de 60% para prevenir la formación de condensados en la tubería de transporte. Este condensado, particularmente en combinación con otras impurezas, puede correr por las paredes de la tubería. La cantidad de agua que contiene el biogás sin tratar depende de la temperatura. Por ejemplo a 35 °C el contenido de agua es de aproximadamente 5%. Cuanto menor sea la temperatura, menor es el contenido de agua sin tratar.

Métodos de remoción de agua (Deublein y Steinhauser, 2008):

- Condensación y/o enfriamiento del gas
- Compresión
- Adsorción en carbón activado o sílice gel
- Absorción, sobre todo en soluciones de glicol.

El método de condensación en trampas frías aprovecha la diferencia de temperaturas entre el digestor y la temperatura ambiente exterior para condensar el agua de forma natural. Un condensador consiste en un depósito cerrado en cuyo interior se disponen mamparas metálicas en cuya superficie se produce la condensación. La eficiencia aumenta si se incrementa la superficie de contacto. El efecto de condensación se puede reforzar mediante instalaciones frigoríficas (Castells, 2005).

En las plantas de biogás de agricultura con generadores de energía normalmente el biogás es deshumidificado por enfriamiento en un tubo de biogás por lo menos 50 m de largo empotrados en el suelo. Este tubo se inclina a 1° con la horizontal y equipado con una trampa de condensados en su punto más bajo, siendo protegido de la congelación e instalados de modo que sean fácilmente accesibles como se presenta en la Figura 2.8 (Deublein y Steinhauser, 2008).

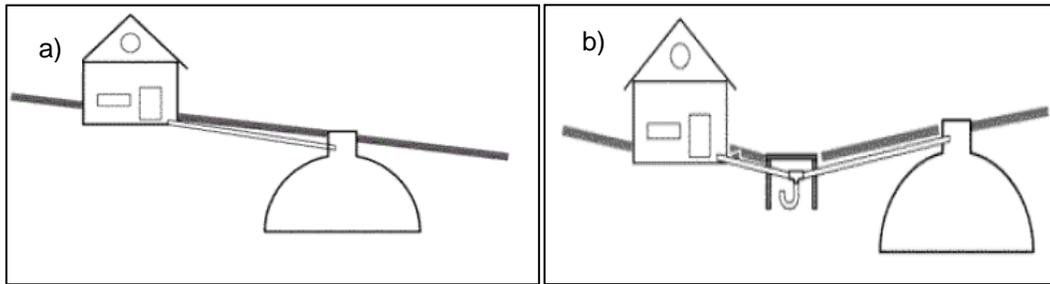


Figura 2.8 Diagrama de tuberías para trampa de agua (Fuente: ISAT, 1999b). (a) Sistema de tuberías con pendiente directa de la cocina al digestor; (b) se requiere trampa de agua cuando el agua de condensación no puede drenar de nuevo en el digestor.

La adsorción es preferible aplicar en pequeños a medianos caudales de biogás ($<100\ 000\ \text{m}^3\ \text{h}^{-1}$). La absorción es más adecuada para grandes caudales. Ambos procedimientos son muy costosos y solamente son adoptados cuando son esenciales para la utilización del biogás.

2.8.2.3. Remoción de ácido sulfhídrico

Durante el proceso de digestión anaerobia en el que se mantienen condiciones reductoras en presencia de compuestos azufrados en el medio, se desarrollan bacterias sulfato-reductoras que producen H_2S , en proporciones que pueden llegar al 1% en volumen. El H_2S es tóxico y extremadamente corrosivo para muchos tipos de acero. Cuando el sulfuro de hidrógeno que contiene el biogás se quema se convierte en óxidos de azufre, que por un lado corroe los componentes metálicos y por otro lado acidifica el aceite del motor generador de energía. Con el fin de evitar daños, el sulfuro de hidrógeno debe ser removido del biogás o al menos reducido. Para operar libre de problemas, el motor de generación de energía no debe exceder de los valores límites de 100 a $500\ \text{mg}/\text{Nm}^3$ de H_2S (igual a 0.05-0.25% en volumen), dependiendo de las recomendaciones del fabricante del motogenerador.

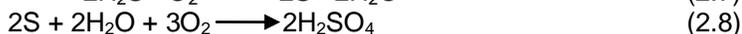
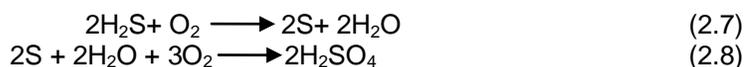
La eliminación del H_2S del biogás se consigue por diferentes métodos químicos, físicos y biológicos. Si el objetivo es un contenido residual de $20\ \text{mg}/\text{Nm}^3$ de sulfuro de hidrógeno en el biogás descontaminado, se usan procesos biológicos para una primera limpieza y adsorción para una limpieza final (Deublein y Steinhauser, 2008; McDonald, 2007).

Generalmente el proceso de desulfuración debe ser siempre seleccionado en relación a la concentración de H_2S , el uso de biogás y también las posibilidades para la eliminación de los residuos de la limpieza de los gases.

2.8.2.3.1. Desulfuración biológica

Se basa en la acción de unos organismos capaces de oxidar el sulfhídrico o los sulfuros a azufre elemental. La mayoría de los microorganismos utilizados pertenecen al género *Thiobacillus*. Debe añadirse la cantidad estequiométrica necesaria de oxígeno para oxidar todo el H_2S presente, que dependiendo de la concentración se encuentra aproximadamente en un 2 a 6% de aire en el biogás. A estas concentraciones no se producen problemas de auto inflamación.

La descomposición de H_2S para formar sulfatos y/o sulfuros ocurre de acuerdo a las ecuaciones 2.7, 2.8 y 2.9:



La reacción directa del H₂S a sulfato también es posible:



Usualmente el 75% del H₂S en el biogás es transformado biológicamente en presencia de oxígeno a sulfuro puro y el resto a sulfato. Si predominan los organismos productores de sulfuro, entonces el pH tiene un valor de 7 que es generado en la proximidad de estos microorganismos. Pero si los microorganismos que producen ácido sulfúrico prevalecen se pueden alcanzar valores de pH de 1 a 2 (Deublein y Steinhauser, 2008).

El método más simple consiste en la adición de aire/oxígeno en forma controlada al espacio de cabeza del digestor o en el desgasificador. Los *Thiobacilli* crecen en la superficie del licor mezclado del digestor, donde encuentran los nutrientes necesarios, formando una costra amarilla. En función de la temperatura y las condiciones de operación la eliminación puede ser superior al 95%, llegando a concentraciones menores de 50 ppm de H₂S. El mismo sistema puede realizarse en un tanque post-digestión o en un reactor biológico específico, permitiendo un mayor control del flujo de gases (Castells, 2005).

2.8.2.3.2. Biofiltros o "Bioscrubber"

El "bioscrubber" consiste en dos columnas, que contienen sosa cáustica diluida a una concentración aproximada de 20% donde fluye el biogás, reaccionado el contenido de H₂S con la sosa cáustica para formar sulfuro de sodio y sulfhidrato de sodio, según las ecuaciones 2.10 y 2.11.



A través del tanque de aireación los microorganismos inmovilizados eliminan el H₂S a partir de la sosa cáustica y regeneran la salmuera (ecuación 2.12 y 2.13).



El azufre elemental se asienta y se retira en la parte inferior de la columna. Debido a la formación de sulfato, la sosa caustica debe ser removida y neutralizada con el fin de evitar la acidificación del *scrubber*. Los biofiltros son especialmente adecuados para la descontaminación de biogás que lleva la carga de hidrógeno muy alta, de hasta 30 000 mg/m³ en un medio a alta tasa. Cuando el biogás no contiene demasiado H₂S, en el biogás purificado se logran bajas concentraciones de 75-150 mg/Nm³. La desventaja de este sistema son los altos costos del *scrubber*, y el hecho de que sólo contaminantes muy soluble se pueden eliminar a partir del biogás, así como el sulfuro de hidrógeno (Deublein y Steinhauser, 2008).

2.8.2.3.3. Precipitación del sulfuro

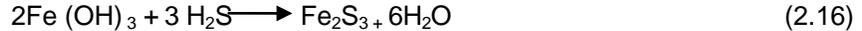
Para la fijación del sulfuro se utiliza, los iones Fe^{2+} en la forma de cloruro de hierro (II) (FeCl_2) o ion Fe^{3+} en la forma de cloruro de hierro (III) (FeCl_3) o sulfato de hierro, lo que lleva a la precipitación del sulfuro de hierro (II) y sulfuro, el cual queda como residuo (ecuación 2.14 y 2.15)



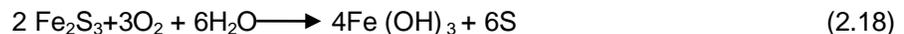
La adición de cloruro de hierro es en forma líquida dentro del digestor, o en el sustrato antes de la alimentación, es un método altamente eficiente, sin embargo tiene altos costos de operación por la sal de hierro. El hierro reacciona con los sulfuros formando sulfuro de hierro que precipita. Es recomendable en sistemas con muy alto contenido en sulfuros. Las eliminaciones son altas, pero no se llega a niveles de depuración necesarios para el uso en vehículos (Castells, 2005).

2.8.2.3.4. Oxidación con hierro

En este procedimiento el sulfuro de hidrógeno es adsorbido en el hidróxido de hierro (III) $\text{Fe}(\text{OH})_3$, también conocido como el mineral de hierro del pantano y/o adsorbido en óxido de hierro (III) (Fe_2O_3). Ambos procedimientos corren de manera similar y son los procesos de desulfuración en seco. El H_2S es convertido en la superficie del hidróxido de hierro (III) u óxido de hierro a sulfuro de hierro (III) y agua (ecuación 2.16 y 2.17).



Las masas de óxido férrico o hidróxido se apilan capa por capa en una torre desulfuradora llena de virutas de madera cubiertas de óxido de hierro o pellets impregnados de óxido férrico. El biogás se alimenta en el fondo a baja presión y una temperatura de 15 – 50°C. Debe ser humedecido para que no se lleve el agua de las masas. Aunque tampoco saturado ya que las condensaciones en el filtro reducirían la superficie activa. Para la regeneración del hidróxido de hierro se introduce aire al biogás, por lo que el sulfuro de hierro (III) reacciona con oxígeno y agua para convertir hidróxido de hierro (III) y azufre elemental (ecuación 2.18).



La regeneración del hidróxido de hierro (III) puede ser llevada a cabo más de diez veces y la regeneración del óxido de hierro máximo tres veces. Para la regeneración debe tenerse en cuenta que la oxidación se produce exotérmicamente y que el adsorbente puede prenderse (fuego), cuando está bien saturado de azufre.

El proceso de adsorción se utiliza cuando el biogás contiene de 150 a 7500 mgN/m^3 de H_2S . Se puede lograr una concentración de H_2S menor de 1.5 mgN/m^3 en la descontaminación del biogás, si el biogás no contiene muchas impurezas. De otra forma se garantiza una concentración de H_2S menor de 150 mgN/m^3 (Deublein y Steinhauser, 2008).

2.8.2.3.5. Adsorción sobre carbón activado

El sulfuro de hidrógeno molecular se adsorbe en la superficie del carbón activado, si el biogás está libre de oxígeno y la concentración del H₂S es mediana o alta, sin embargo la eficiencia de descontaminación generalmente no es suficiente. Por lo tanto el carbón activado es impregnado con catalizadores, mediante el cual la velocidad de reacción de oxidación del H₂S a azufre elemental es mayor. Varios agentes de impregnación están disponibles.

La impregnación con yoduro de potasio (KI) a una concentración de 1-5% en peso basado en el carbón activado es razonable solamente en presencia de oxígeno y agua. El H₂S se disuelve en una capa de agua en el carbón activado y reacciona con el oxígeno que a temperaturas de 50-70 °C y una presión de 7-8 bar (ecuación 2.19).



El catalizador yoduro de potasio también previene la formación de ácido sulfúrico ya que el potencial de oxidación para esta reacción es demasiado bajo. El biogás puede ser desulfurado por este procedimiento a valores menores de 5 mg/m³. Otros agentes de impregnación aprobados son permanganato de potasio (KMnO₄), carbonato de potasio (K₂CO₃).

2.8.2.3.6. Filtros moleculares

Los tamices moleculares retienen y separan muy selectivamente las moléculas con ciertas características, por ejemplo tamaño o forma. Consisten en compuestos de alúmina o sílice activada que tienen gran afinidad por moléculas polares. Proporcionan superficies activas muy altas y tienen tamaños de poros bien definidos, lo que permite la eliminación selectiva de las diferentes sustancias.

Los mejores tamices moleculares aprobados son los diseñados especialmente para la separación del metano, el cual es retenido en los poros del tamiz. Todas otras impurezas fluyen sin obstáculos tales como CO₂, H₂O, H₂S. El metano puro es removido de los tamices moleculares. Solo el 10% de metano es perdido. Los tamices moleculares se pueden utilizar de nuevo después de la regeneración. El área superficial se puede regenerar haciendo pasar un gas caliente (200 a 315 °C) a través del lecho del reactor (Deublein y Steinhauser 2008; Castells, 2005).

2.8.2.3.7. Método en medio líquido

El ácido sulfhídrico puede ser absorbido de forma selectiva en gran variedad de soluciones acuosas. La absorción se lleva a cabo en un separador de gas (*scrubber*), equipado con un relleno que aumenta la superficie de contacto. Existen diversas tecnologías, pudiéndose utilizar diversas soluciones absorbentes. Si la instalación es bastante grande las soluciones pueden ser regeneradas, y el azufre recuperado para usos industriales. El proceso de absorción se lleva a cabo a bajas temperaturas y altas presiones. Para regenerar la solución normalmente se calienta la solución para descender la solubilidad y liberar el gas concentrado (azufre). El azufre puede entonces ser recuperado del gas concentrado mediante el proceso Claus. Los métodos en fase líquida resultan muy caros, tanto por el costo de inversión como por el consumo de compuestos químicos, por lo que tan solo es aplicable en instalaciones de gran tamaño (Castells, 2005).

2.8.2.4. Remoción del dióxido de carbono

El biogás enriquecido con metano, es biogás con una concentración de metano de mayor de 95%. Para alcanzar esta concentración, el CO₂ tiene que ser removido. El procedimiento para remover el dióxido de carbono tiene que ser elegido de acuerdo a los siguientes criterios (Deublein y Steinhauser, 2008):

- Concentración mínima requerida
- Bajo consumo de material absorbente o adsorbente; por ejemplo alta carga, fácil regeneración, estabilidad química y térmica
- Baja resistencia al flujo (baja viscosidad y grandes poros)
- Menor impacto ambiental
- Fácil disponibilidad y bajo precio.

Los métodos de lavado con soluciones acuosas para eliminar el H₂S son también aplicables para la eliminación del CO₂. Normalmente el biogás es presurizado y alimentado por la parte inferior de una columna empacada con una solución acuosa a contracorriente. Igualmente, el CO₂ se puede eliminar mediante filtros moleculares o procesos de membrana, que pueden separar selectivamente diferentes compuestos. Se puede utilizar una solución de yeso (sulfato cálcico hidratado) o hidróxido de calcio que fijan el CO₂ al burbujear el gas a través de la solución. El producto resultante, carbonato de calcio, puede tener aplicación como enmienda caliza. En general, no es justificable desde un punto de vista económico el uso de filtros de CO₂, a no ser que el gas se vaya a comprimir a elevadas presiones para su uso en vehículos, con el objetivo de enriquecer su contenido en metano (Castells, 2005).

En un compresor capaz de comprimir el gas entre 140-210 kg/cm² (2000-3000 psi) el CO₂ debe ser removido para prevenir daños mecánicos al compresor por licuefacción del CO₂ (McDonald, 2007).

2.8.3. Almacenamiento de biogás

El biogás normalmente se almacena en condiciones atmosféricas mediante depósitos de almacenamiento llamados gasómetros en inglés "*biogasholder*", al presentar estas presiones requiere mayor volumen que un cilindro de gas convencional.

El volumen está determinado por la tasa de producción de biogás y el patrón de consumo. Si un motor funciona constantemente requerirá un pequeño almacenamiento de biogás en comparación con un motor que opera solamente en las demandas pico de electricidad. Cuanto mayor sea el volumen de gasómetro se tiene mayor capacidad para equilibrar la producción y consumo de biogás y disminuir el biogás que tiene que ser quemado con la pérdida de energía que involucra solo quemar; sin embargo, los gasómetros no deben ser demasiados grandes, son caros y tienen límite de volumen.

La temperatura crítica del CH₄ es -82.5 °C, así que aun con altas presiones no es práctico para licuar el CH₄. Como resultado el biogás no se puede almacenar por largos periodos de tiempo a un costo razonable (McDonald, 2007). Lo más recomendable es que el almacén de gas esté integrado al reactor. Un almacenador externo suele resultar costoso debido al empleo de una mayor cantidad de materiales y espacio así como de medidas de seguridad más demandantes (Pérez y Maya, 2010).

En las plantas de biogás agrícolas, los gasómetros generalmente son pequeños. A menudo se recomienda gasómetros que puedan tomar el caudal diario de la planta de biogás con el fin de prevenir problemas en situaciones inesperadas. Una clasificación de los gasómetros con base a la presión de operación se muestra en la Tabla 2.11.

Tabla 2.11. Categorías de gasómetros (Fuente: Deublein y Steinhauser, 2008)

Presión	Valores	Tamaños habituales (m ³)	Diseño
Baja presión	10-50 mbar	5 -2	Gasómetro taza de agua
	0.05-5 mbar	10-2000	Cubierta del biorreactor o bolsa de biogás
Media presión	5-20 bar	1-100	Tanque de presión de acero
Alta presión	200-300 bar	0.1-0.5	Contenedor de acero

2.8.3.1. Gasómetro de baja presión

Los gasómetros de baja presión operan justo por encima de la presión ambiental y comúnmente consisten en una bolsa de plástico, estos gasómetro son usados comúnmente en granjas y operan bajo presiones de 0.05 y 0.5 mbar. Otros son construidos de acero.

Las bolsas de biogás son usualmente manufacturadas de plástico resistente a rayos UV, clima, hongos, microbios y biogás. Estos tienen alta estabilidad para no romperse y son extremadamente durables. Un tejabán o simples cubiertas previenen daños a la capa de plástico y garantizan larga duración en la protección de las influencias de clima. Las bolsas de biogás comúnmente se usan en la parte superior del biorreactor como gasómetro. Tienen varias ventajas comparados con otros tipos de almacenamiento externo, ya que estos pueden ser construidos en el sitio y de cualquier tamaño hasta 2000 m³ a razonable bajo costo y el plástico es resistente a la corrosión; sin embargo, tienen la desventaja que pueden ser fácilmente perforadas y tiene que ser continuamente reparadas.

Algunos gasómetros consisten en una especial construcción la cual da al gasómetro una forma permanente. Los gasómetros de domo flotante son formados por un tambo abierto invertido de plástico o acero sobre otro tanque lleno de con agua o en el límite inferior del agua.

2.8.3.2. Gasómetros de media y alta presión

Los gasómetros de media presión, son de menor tamaño, pero requieren un mayor gasto de operación para la compresión y expansión del biogás. Los gasómetros de alta presión son de acero y están sujetos a requisitos especiales de seguridad debido al riesgo de explosión. Los pequeños tanques presurizados y cilíndricos son adecuados también para altas presiones. Los tanques de presión de bola de acero se encuentran en la fermentación de lodos de depuradoras (Deublein y Steinhauser, 2008).

2.8.4. Utilización del biogás

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 un cogenerador para producir simultáneamente calor y electricidad, se puede introducir en la red de gas natural o puede servir como combustible para vehículos, siendo distribuidos por las estaciones de servicio (Deublein y Steinhauser, 2008). En países desarrollados, principalmente, a menudo el biogás tiene que ser transportado a grandes distancias y tiene que ser purificado antes de que pueda ser utilizado.

La energía eléctrica se genera mediante el uso de motogeneradores accionados con este elemento.

El calor puede ser usado en (Deublein y Steinhauser, 2008):

- Como energía calorífica, en la quema directa del biogás para los procesos de cocción de alimentos
- Iluminación, mediante lámparas de biogás
- Calentar albercas o plantas industriales
- Calefacción de establos para la cría de animales jóvenes bajo emisiones infrarrojas
- El tratamiento de productos, por ejemplo la conversión de estiércol líquido a fertilizante, o procesos de secado
- Limpieza y desinfección de las instalaciones de ordeña
- La transformación de calor en frío, por ejemplo para enfriamiento de leche

La eficiencia calorífica de usar biogás es 55% en estufas, 24% en motores, pero sólo 3% en lámparas. Una lámpara de biogás es solo la mitad de eficiente que una lámpara de queroseno. El uso de biogás en las estufas es la mejor manera de explotar la energía de biogás para granjas pequeñas y hogares en los países en desarrollo (ISAT, 1999b).

En un sistema configurado de combinación de calor y energía llamado cogeneración (en inglés se define como *Combined Heat and Power* CHP) el calor es recuperado por medio de intercambiadores de calor y parte de este calor puede ser usado para el digestor. El calor remanente puede ser usado para cumplir con la demanda externa de calor. Las unidades de cogeneración pueden hacer uso del 90% de la energía contenida en el combustible, convirtiéndola en un 30% de energía eléctrica y 60% de calor (DGS, 2004).

El biogás generado en el proceso de tratamiento anaerobio puede ser valorizado de diferentes formas, y los requerimientos de depuración varían también en función del uso del gas (Figura 2.9 y 2.10).

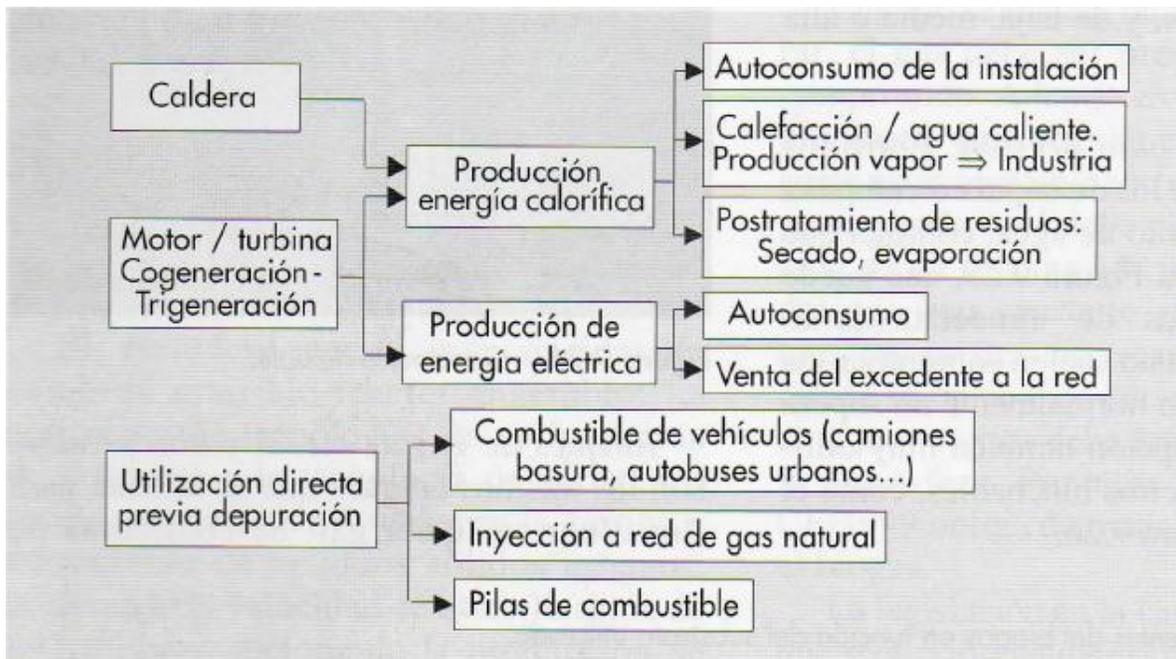


Figura 2.9 Usos del biogás (Fuente: Castells, 2005)

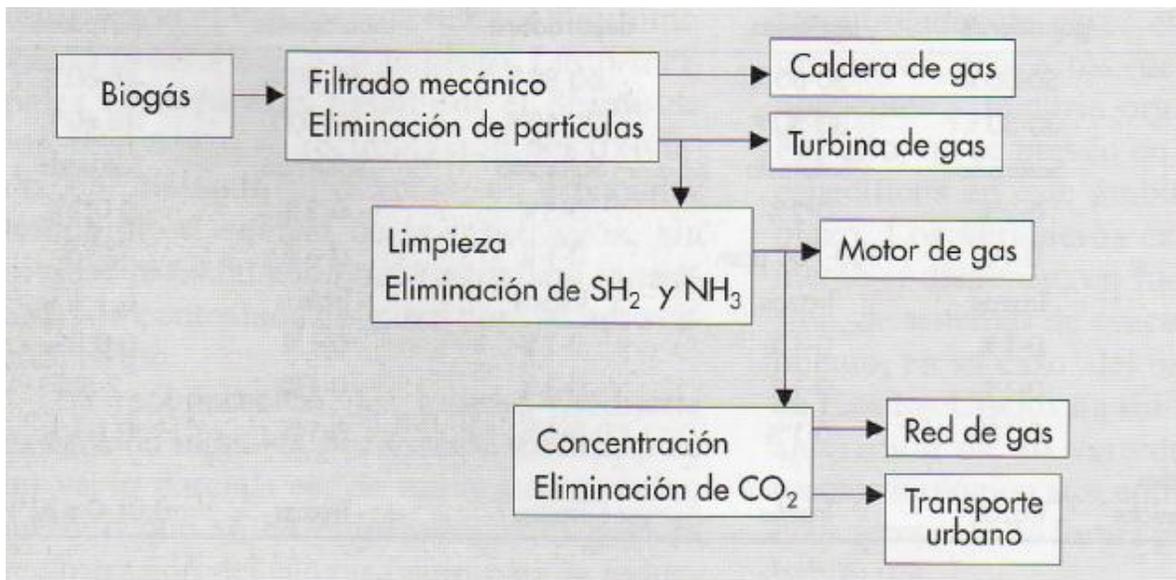


Figura 2.10 Requerimientos de tratamiento de biogás en función de su uso (Fuente: Castells, 2005)

2.9. Tipos de digestores

Se han desarrollado a través del mundo un sinnúmero de tipos de digestores, bajo condiciones específicas de clima y socioeconómicas. El tipo de digestor apropiado requiere considerar los siguientes aspectos (ISAT, 1999b):

- **Condiciones físicas**

El desempeño de una planta de biogás depende de las condiciones locales en términos de clima, características del suelo, sustrato a digerir y material de construcción disponible. El diseño debe responder a esas condiciones. En áreas con baja temperatura el aislamiento y dispositivos de calentamiento son importantes. Si el suelo es rocoso, el diseño debe evitar trabajos de excavación.

El sistema de manejo existente de estiércol en las instalaciones que comprende entre otras cosas la frecuencia de recolección de residuos alimentados al digestor, la cantidad y composición de entrada. El digestor debe estar diseñado para funcionar como parte de operaciones de la instalación (EPA, 2008).

- **Trabajo y habilidades**

Los altos niveles de tecnología en las plantas de biogás, requiere altos niveles de habilidades de parte del planificador, constructor y el usuario. Con un buen entrenamiento la brecha puede ser cubierta, sin embargo tiene un costo la capacitación y no siempre se cuenta con los instructores capacitados. Además los altos grados de tecnología pueden requerir una supervisión más costosa y aumento de los gastos de mantenimiento.

- **Marco social, político y económico donde se quiere instalar**

Valorar la suma de cantidad de gas requerido para cada aplicación en el cual el CH₄, puede ser usado, el grado de compromiso para que funcione entre las partes involucradas, aumentando la complejidad de la planta para una mayor eficiencia puede adicionar mayores costos. La selección de un diseño es determinado en gran medida por el diseño prevalente en la región.

La complejidad en los tipos de digestores varía considerablemente. Los digestores pequeños usualmente requieren poco o ninguna mecanización, son fácilmente diseñados y construidos para usar en granjas, pequeñas empresas lecheras y pequeños pueblos. El mezclado del sustrato puede ser manualmente y la alimentación al digestor puede ser por gravedad. El digestor puede estar bajo tierra para facilitar la alimentación, apoyo a las paredes, reducir material y costos de construcción, y proveer de aislamiento. Las plantas medianas pueden ser más complejas con múltiples digestores y unidades de almacenamiento de biomasa digerida. Las plantas de escala grandes centralizadas emplean múltiples digestores, almacenamiento de gas y equipos de control automático para maximizar la producción de biogás. En caso donde se use residuos con alto riesgo de patógenos, el proceso de higienización debe ser empleado (McDonald, 2007).

2.9.1. Digestores comunes en el sector pecuario

No es fácil hacer un resumen o conclusiones al comparar los datos investigados por la gran diversidad de diseño de reactores que corresponden a una gran variabilidad de composición de residuos y elección de parámetros de operación: tiempo de retención, contenido de sólidos,

mezclado, recirculación, número de etapas, temperatura, etcétera (Vandevivere *et al.*, 2002). Una aproximación de los principales criterios para agrupar o clasificar los tipos de digestores son:

- Microorganismos en suspensión o biopelícula
- Contenido de sólidos totales en el sustrato: seco (alta concentración) y húmedo (baja concentración)
- Por el giro de la industria que tratan los residuos orgánicos por ejemplo: estiércol de granjas, digestores centralizados con mezcla de estiércol y de la industria orgánica de varias fuentes, aguas residuales municipales y agua residual de la industria alimenticia.
- Referente al método de alimentación: lotes, continuo y/o semi-continuo
- Digestores de una etapa o varias etapas
- Temperatura de operación psicrófilo, mesófilo y termófilo
- Tamaño del digestor: escala pequeña, escala granja y escala industrial.

Los digestores más comunes para tratar residuos ganaderos son (Tabla 2.12):

Tabla 2.12. Principales características tecnológicas de digestores para residuo ganaderos (Fuente: adaptado de EPA, 2004)

Características	Laguna cubierta	Digestor completamente mezclado	Digestor de flujo pistón	Película fija
Recipiente de digestión	Laguna profunda	Tanque Redondo/Cuadrado En/Sobre Suelo	Tanque Rectangular/Tubular en el suelo	Tanque arriba del suelo
Nivel de tecnología	Bajo	Medio	Bajo	Medio
Sólidos totales	0.5-3%	3-10%	11-13%	3%
Características de sólidos	Fino	Grueso	Grueso	Muy fino
TRH (días)	40-60	15+	15+	2-3
Tipo de granja	Vacas, cerdo	Vacas, cerdo	Solo Vaca	Vacas, cerdo
Optima ubicación	Templado y climas cálidos	Todos los climas	Todos los climas	Templado y climas cálidos

- **Laguna cubierta.** Lagunas cubiertas son usados para tratar y producir biogás de estiércol líquido con menos de 3% de sólidos. Generalmente la laguna requieren grandes volúmenes con profundidades mayores de 3.6 metros. Generalmente el volumen requerido en la laguna puede ser aproximado calculando el flujo de estiércol diario por 40 a 60 días.
- **Digestor completamente mezclado.** Los digestores completamente mezclados son tanques por encima del suelo o por debajo, que tratan el estiércol con una concentración de sólidos en el rango de 3 a 10%. Estas estructuras requieren menos tierra que las lagunas y son calentados. Los digestores completamente mezclados son compatibles con la combinación de raspado y estiércol lavado.
- **Digestor flujo pistón.** El digestor de flujo pistón puede ser calentado o a temperatura ambiente, de forma rectangular o tubular, que trata el estiércol raspado con un rango de 11

a 13% de sólidos totales. El estiércol de puerco no puede ser tratado en digestor flujo pistón debido a la falta de fibra.

- **Digestor de película fija.** Los digestores de película fija consisten en un tanque lleno con un medio plástico. El medio de soporte tiene una capa delgada de bacterias anaeróbicas llamada biopelícula (de ahí el término “película fija”). A medida que los residuos de estiércol pasan a través del medio se produce el biogás. Al igual que los digestores de laguna cubierta, los digestores de película fija son los más adecuados para corriente de residuos diluidos típicamente asociados con el manejo de estiércol lavado o con la acumulación de recarga de estiércol en pozos. Los digestores de película fija pueden ser usados para residuos de vacas y porcinos. Sin embargo, se requiere un pretratamiento para remover los sólidos lentamente degradables.

2.9.2. Opciones de proceso

2.9.2.1. Seco versus húmedo

En la Figura 2.11 se presentan las características del estiércol y los sistemas de manejo que son apropiados para determinados tipos de sistemas de producción de biogás. El estiércol manejado como un líquido tiene un contenido de sólidos totales de menos de un 5%, una mezcla de estiércol-agua tiene un contenido de sólidos del 5% al 10% y semisólidos de estiércol tiene un contenido de sólidos del 10% al 20%.

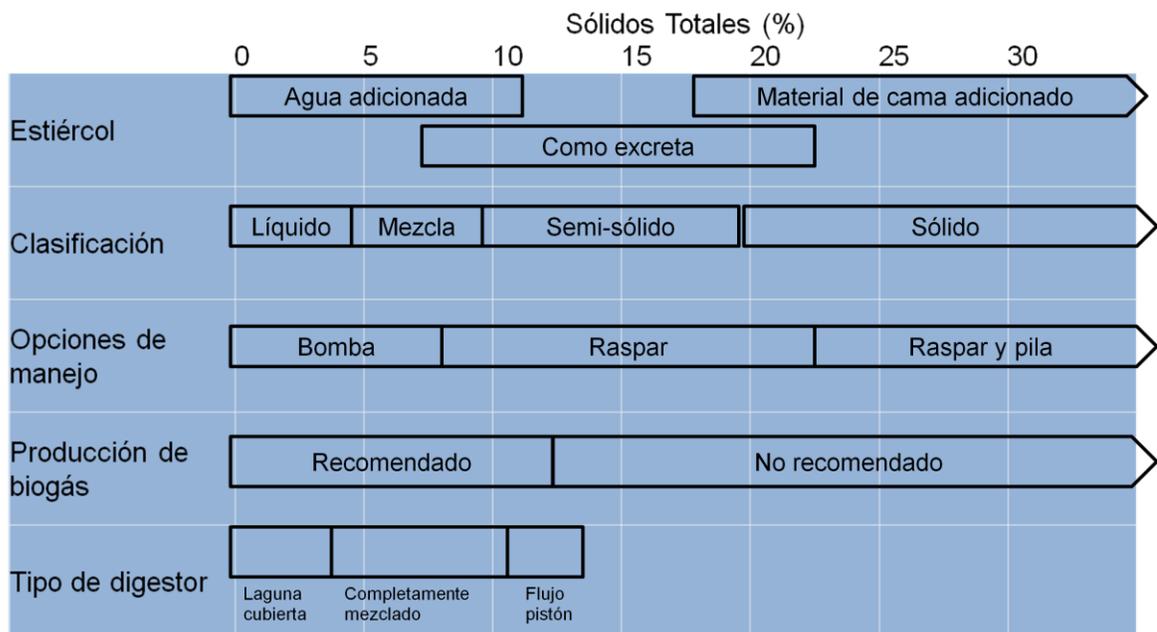


Figura 2.11 Características del estiércol y sistemas de manejo para tipos de digestores específicos de biogás (Fuente: adaptado de EPA, 2004)

En la digestión húmeda, se diluye con agua los residuos para obtener un contenido de ST < 15%. En un sistema de trabajo seco los digestores trabajan en un rango de ST del 20-40%. Las ventajas y desventajas se muestran en la Tabla 2.13. El estiércol crudo es excretado con un contenido de sólidos del 8% a 25%, dependiendo del tipo de animal, este puede ser diluido con

agua o engrosado por secado al aire o adicionando material de cama. Sin embargo, el estiércol con contenido de sólidos mayores del 20% o que se le agrega pastura o permite secar no es adecuado para recuperación de biogás. Las instalaciones ganaderas que recogen el estiércol como un líquido, purines o semisólidos son los mejores candidatos para los proyectos de recuperación de biogás (EPA, 2004).

Tabla 2.13. Ventajas y desventajas del sistema de digestión húmedo y seco (Fuente: Vandevivere *et al.*, 2002)

Sistema	Criterio	Ventajas	Desventajas
Sistema húmedo	Técnico	— Inspirado en procesos conocidos	— Los cortos circuitos reducen la eficiencia
	Biológico	— Dilución de inhibidores con agua fresca	— En particular sensible a los choques de carga de inhibidores que se propagan inmediatamente en el reactor
	Económico y ambiental	— El equipo para manejar el estiércol líquido es barato (compensado por adicional pretratamiento y mayor volumen de reactor)	— Alto consumo de agua — Alto consumo de energía para calentar grandes volúmenes
Sistema seco	Técnico	— No tiene partes móviles dentro del reactor — Robusto(el material inerte no necesita ser removido)	— Residuos húmedos (<20% ST) no pueden ser tratados solos
	Biológico	— Menos pérdida de SV en el pretratamiento — Mayor carga orgánica (alta biomasa) — Dispersión limitada de concentración de inhibidores	— Poca posibilidad de diluir inhibidores con agua
	Económico y ambiental	— Pretratamiento barato y reactores pequeños — Poca uso de agua — Pocos requerimientos de calor	— Más robusto y equipos de manejo de residuos caros (compensado por reactor simple y pequeño)

2.9.2.2. Por lotes versus semicontinuo

Un digestor batch es llenado y vaciado completamente después de un tiempo de retención fijado, sin la adición de material fresco o remoción de material digerido. Este es un sistema simple y barato de construir y menos propenso a sustancias inhibitoras. Pero tiene las desventajas de que la generación de biogás no es constante, tiene una menor carga orgánica y conlleva el riesgo de explosión durante el vaciado.

Un digestor continuo o semi-continuo se alimenta constantemente en el digestor. Tienen producción de gas constante y mayor que un régimen de alimentación batch. Hoy en día, casi todas las plantas de biogás están operando en un modo continuo.

2.9.2.3. Rango de temperatura

Los digestores operan en rango de temperatura psicrófila, mesófila, y termófila. La tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas es proporcional al aumento de temperatura, hasta 60 °C, es decir a una temperatura termófila el desempeño del digestor es mejor comparado con un digestor operando a temperatura psicrófila.

Para reducir el disturbio y minimizar pérdidas de calor, es importante aislar el digestor, particularmente en climas fríos o cambios bruscos de temperatura. La pérdida de calor en el digestor depende de la temperatura ambiente, volumen del digestor. Se incrementa la pérdida de calor cuando la temperatura ambiente es baja y cuando el volumen del digestor es más grande.

Aunque el rendimiento de producción de biogás y cinética de biorreacción puede ser más favorecida en temperatura termófilo, las condiciones optimas en última instancia dependen del tipo de sustrato y sistema usado (Mata-Alvarez, 2003).

2.9.2.4. Una fase versus dos fases

La razón fundamental de sistemas de dos y varias etapas es que en general el proceso de conversión del sustrato a biogás es mediado por una secuencia de reacciones bioquímicas la cual no necesariamente comparten las mismas condiciones óptimas. Las bacterias formadoras de ácido y metano son distintas una de otra en varias características. Estas características incluyen: su fisiología, requerimientos nutricionales, capacidad de crecimiento y sensibilidad a estrés ambiental. Una sola fase puede ser más eficiente solo cuando alcanza un equilibrio entre el relativo rápido crecimiento de bacterias acidificadoras y las lentas y sensibles bacterias metanogénicas (Goswami, 2008).

Un digestor de dos etapas es diseñado para aislar las bacterias acidificadoras y metanogénicas en reactores separados y optimizar cada ambiente para maximizar la tasa de reacción. En general las características de un reactor de dos fases tienen mayor eficiencia, estabilidad del sistema y reducción substancial del volumen total del reactor, sin embargo los sistemas de una fase predominan por la simplicidad en su diseño, operación y bajo costo de capital.

2.10. Criterios de diseño

2.10.1. Tiempo de retención hidráulico

El tiempo de retención hidráulico (TRH) es el tiempo que pasa el fluido en el reactor y es uno de los parámetros de operación más importantes de una planta de biogás. El TRH es función de la de la tasa de crecimiento de población de microorganismos, los rangos típicos son de 4 a 30 días. La Figura 2.12 indica el TRH necesario para optimizar la producción de biogás (como función de la temperatura), después que cesa esencialmente la producción de biogás (McDonald, 2007).

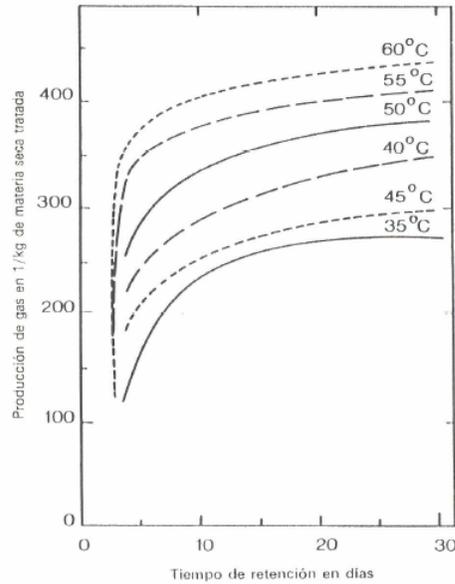


Figura 2.12 Rendimiento del biogás como función de la temperatura y tiempo de digestión (Fuente: Adaptado de McDonald, 2007)

Incrementando la temperatura del digestor disminuirá el TRH, reduciendo el tamaño del digestor para el mismo volumen de residuos. La ecuación 2.20 determina al TRH como la relación del volumen del reactor entre la tasa de sustrato en el influente:

$$\text{TRH} = \frac{V}{Q} \quad (2.20)$$

donde:

TRH = Tiempo retención hidráulico (días)

V = Volumen del reactor (m^3)

Q = Caudal ($\text{m}^3/\text{día}$)

Para sistemas de digestión sin recirculación el TRS es igual al tiempo de TRH. Las tres reacciones (hidrólisis, fermentación y metanogénesis) están directamente relacionadas al TRS o TRH. Un incremento o decremento en el TRH resulta en un incremento o decremento en el avance de cada reacción. Existe un mínimo de TRH para cada reacción. Si el tiempo de TRH es menos que el mínimo TRH, las bacterias no pueden crecer suficientemente rápido y el proceso de digestión eventualmente fallará (Metcalf & Eddy, 2003).

2.10.2. Tiempo retención de sólidos

El tiempo promedio de residencia de los sólidos (TRS) en el reactor es la relación entre el contenido total de sólidos en el reactor y el caudal extraído del reactor. Si la cantidad de biomasa extraída del reactor es igual a la biomasa producida en el reactor, será constante en un tiempo determinado y se puede decir que el reactor está funcionando en condiciones de estado estacionario.

La ecuación 2.21 define analíticamente al TRS:

$$\text{TRS} = \frac{V \cdot X}{W} \quad (2.21)$$

donde:

TRS = Tiempo de retención de sólidos, [días]

V = Volumen del reactor, [m³]

X = Concentración de sólidos volátiles en el reactor, [kg SVT/m³]

W = Caudal extraído de materia volátil del reactor [kg SVT/día]

2.10.3. Carga orgánica volumétrica

La carga orgánica volumétrica determina el sustrato disponible para la actividad de las bacterias y la cantidad de biogás producida. El desequilibrio y una producción reducida de metano puede ser resultado de una escasez de nutrientes, surgiendo una concentración inhibitoria y acumulación de AGV asociado ya sea con una insuficiente o excesiva carga orgánica. Una adecuada carga está basada en el sustrato, las condiciones ambientales, el diseño del digester y la densidad de población microbiana.

La carga orgánica es la cantidad de sustrato introducida en el volumen del reactor por unidad de tiempo, usualmente se designa mediante las iniciales en inglés (*OLR*), (ecuación 2-22):

$$COv = \frac{Q \cdot S}{V} = \frac{So}{TRH} \quad (2.22)$$

donde:

COv=Carga orgánica volumétrica (kg de sustrato /m³ reactor día)

Q=Caudal del sustrato (m³/día)

S=Concentración del sustrato en el influente (kg/m³)

V=Volumen del reactor (m³)

Aquí el sustrato puede ser definido por medio de diferentes medidas de parámetro, como: sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), demanda química de oxígeno (DQO) o demanda biológica de oxígeno (DBO).

2.10.4. Producción específica de biogás (PEG)

Este parámetro indica el biogás producido por unidad de masa del sustrato en términos de los sólidos volátiles totales alimentados, como m³ biogás/ kg sustrato alimentado, (ecuación 2.23).

Este índice esta estrictamente vinculado a la biodegradabilidad del sustrato alimentado y comportamiento del proceso. El valor de PEG es comúnmente usado para comparar el desempeño de diferentes procesos anaerobios (Mata-Alvarez, 2003).

$$PEG = \frac{Q_{biogás}}{Q \cdot S} \quad (2.23)$$

donde:

PEG = Producción específica de biogás (m³ biogás/kg sustrato alimentado)

Q_{biogás}= Caudal de biogás (m³/día)

Q = Caudal de entrada (m³/día)

S = Concentración de sustrato en el influente (kg sustrato/m³)

Un aumento del tiempo de retención implica una disminución de la OLR, lo cual conlleva un aumento del rendimiento en la producción de gas por unidad de materia orgánica aplicada.

2.10.5. Tasa de producción de biogás (TPG)

Es la relación entre el biogás producido y el volumen del reactor en unidad de tiempo, como se muestra en la ecuación 2.24.

$$TPG = \frac{Q_{\text{biogás}}}{V} \quad (2.24)$$

donde:

TPG = Tasa de producción de biogás (m^3 biogás/ m^3 reactor día)

$Q_{\text{biogás}}$ = Caudal de biogás ($\text{m}^3/\text{día}$)

V = Volumen del reactor (m^3)

En la Figura 2.13 se indica que la máxima depuración no coincide con la máxima producción de gas por unidad de volumen de reactor. Este aspecto tiene gran importancia económica ya que si se pretende un balance energético óptimo debe trabajarse con un tiempo de retención cercano al que determina la máxima producción volumétrica de gas, aunque la depuración no sea elevada.

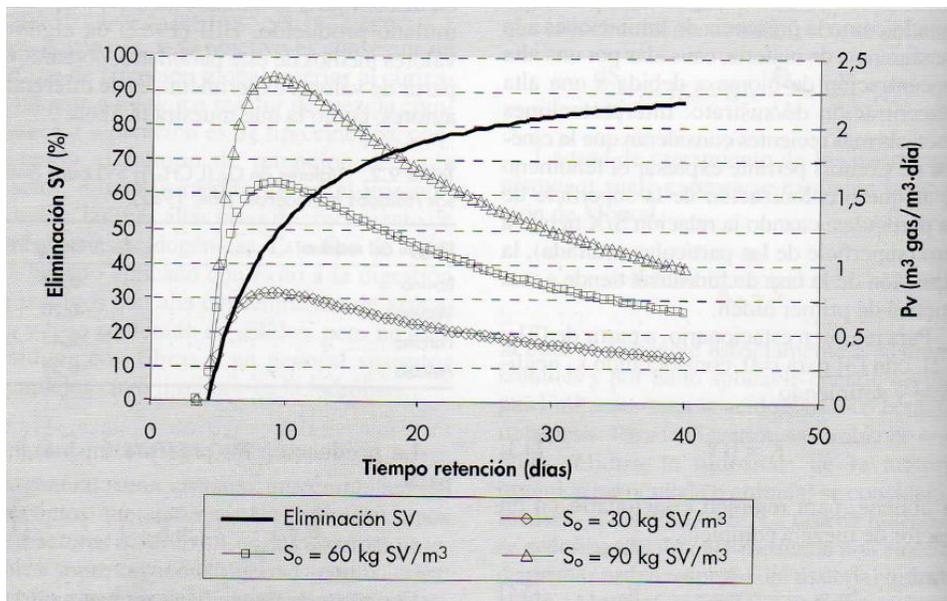


Figura 2.13 Eliminación de SV y tasa de producción de biogás para un reactor anaerobio continuo de mezcla completa, en función de TRH (Fuente: Castells, 2005)

2.10.6. Rendimiento de sustrato removido

La eficiencia de remoción o conversión del sustrato, es un parámetro importante que puede ser expresado de diversas formas. La Ecuación 2.25 es la más usada generalmente y simple:

$$\eta\% = \frac{S - S_e}{S} \times 100 \quad (2.25)$$

donde:

$\eta\%$ = Remoción de Sólidos Volátiles Totales, como porcentaje [%]

S = Concentración de sólidos volátiles totales en el caudal de influente [kg/m³]

Se = Concentración de sólidos volátiles totales en el caudal de efluente [kg/m³]

En esta fórmula esta expresada en términos de sólidos volátiles totales, aunque otros investigadores prefieren usar la DQO. La eficiencia de remoción en términos de porcentaje de sólidos volátiles totales es de acuerdo a la ecuación 2.26:

$$\text{Remoción}_{sv\%} = \frac{SV_{en} - SV_{sal}}{SV_{en} - (SV_{en} * SV_{sal})} \times 100 \quad (2.26)$$

donde:

SV_{en} = porcentaje de materia volátil en la influencia, [%]

SV_{sal} = porcentaje de materia volátil en la salida, [%]

2.10.7. Efluente

Los productos de la digestión del estiércol en el digester son el biogás y el efluente. El efluente es una solución orgánica medianamente estabilizada que tiene un valor como fertilizante y otros usos potenciales. La materia orgánica estabilizada que provenga de una planta de residuos de animal puede contener arriba de 30-40% de lignina, celulosa no digerida y materiales lípidos.

Los sólidos digeridos pueden ser deshidratados usando un tornillo prensa o sistemas centrifugados. El agua excedente generada a través de la separación del líquido post-digerido es rica en nutrientes y materia orgánica. Su uso dependerá de las características de la materia prima, la digestión y la tecnología de desecación usada, puede ser usada para irrigación o reciclada para lavar los corrales del ganado. Si no es apta para descargar al curso de agua debido a los altos niveles de nutrientes entonces debe ser almacenado hasta que se pueda usar o adicionar un sistema de tratamiento aerobio o humedales para poder descargar a cuerpos de agua. La materia sólida puede ser composteada y vendida como biofertilizante.

2.11. Control del proceso y solución de problemas

La biometanización esencialmente ocurre en dos pasos. En el primero la materia orgánica es convertida a intermediarios tales como ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono e hidrógeno. En el segundo esos intermediarios son convertidos a metano por bacterias metanogénicas. Un problema con el proceso de digestión es que es muy sensible a las perturbaciones que resulta en una sobrecarga orgánica del digester. Esta sobrecarga orgánica puede ser definida como un exceso de materia orgánica biodegradable para la población activa capaz de digerirlo. Esta sobrecarga puede ser causada por un exceso real de sustrato orgánico biodegradable, así como por cualquier circunstancia que produce un decremento en la concentración de microorganismos activos.

La condición del digester es descrita por diversas variables del proceso tales como las concentraciones, tasa de flujo, temperaturas, presión, medidas específicas tales como pH, ácidos grasos volátiles, alcalinidad. Todas esas variables están relacionadas a la estabilidad del proceso, pero algunas de ellas son más sensibles a las alteraciones y pueden indicar con anticipación el desequilibrio del proceso. Por otro lado algunas variables son más fáciles de medir que otras. El principal objetivo es mantener el proceso en condiciones estables óptimas.

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

Para abordar el diseño de un sistema de tratamiento anaerobio de residuos de ganado y estimar el potencial de producción de biogás se siguieron los pasos que a continuación se describen en la Figura 3.1:

Actividad	Se obtuvo
1.- Estudio de caracterización y generación de residuos ganaderos	<ul style="list-style-type: none">• La cantidad de residuos disponibles• Las características del estiércol• Las condiciones del manejo de estiércol en el centro
2.- Configuración del reactor	<ul style="list-style-type: none">• Reactor donde se llevó a cabo el estudio• Instrumentos para medir la generación de biogás, el influente y efluente
3.- Reactor tipo batch	<ul style="list-style-type: none">• El arranque del reactor• El tiempo de retención hidráulica• La composición de biogás
4.- Reactor semicontinuo	<ul style="list-style-type: none">• La estabilización del reactor• La tasa de producción de biogás (m^3 biogás/m^3 reactor*día) y producción específica de biogás (m^3 biogás/kg sustrato alimentado *día)
5.- Ingeniería conceptual	<ul style="list-style-type: none">• Los cálculos para posible escalamiento del reactor e infraestructura requerida
6.- Ingeniería financiera	<ul style="list-style-type: none">• El análisis costo beneficio, el tiempo de amortización de la inversión y rentabilidad del mismo.

Figura 3.1 Metodología general para el desarrollo del proyecto

La primera etapa consistió en el estudio de generación-caracterización inicial del estiércol en temporada de lluvia, e incluyó el arranque de los tres digestores de laboratorio (día 1 al 49). La segunda etapa comprendió en la alimentación semi-continua a los digestores, la cual duró 139 días (día 63 al 202). Del día 49 al 63 se tuvo problemas de fugas en el sistema y se repararon.

3.1. Estudio de generación y caracterización de residuos

Todo plan de gestión exitoso está basado en la caracterización de los residuos, en una planificación, y en la agrupación de esfuerzos de las diferentes partes implicadas.

Como se mencionó en la sección 2.7.6, existen diversos factores que modifican la generación y composición de los residuos ganaderos. Esta información es importante en la selección de equipos para el manejo, tratamiento y disposición final del estiércol.

3.1.1. Estudio de generación

El objetivo fue determinar la generación de estiércol en temporada de lluvias, la metodología se adaptó de la NMX-AA-61-1985, como se muestra en la Tabla 3.1 y Figura 3.2

Tabla 3.1. Metodología para cuantificación de estiércol en CEIPSA

Universo de trabajo	Centro de Enseñanza, Práctica e Investigación en Producción y Saludo Animal (CEIPSA) de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la UNAM
Método seleccionado	Directo, que consiste en pesar los residuos generados en cada corral
Método de muestreo	No aplica, se pesan todos los residuos
Periodo de cuantificación	Una semana en temporada de lluvia
Unidades tasa de generación	kg estiércol/vaca*día, kg total estiércol/día
Personal	Dos personas para la recolección y pesaje. La recolección se realiza de forma cotidiana con la diferencia que se pesan
Herramienta requerida	Báscula con capacidad mínima de 100 kg y precisión de 10 g o similar, carretilla, palas, bieldo, escoba, papelería y varios (cédula de informe de campo, marcadores, ligas, etcétera)
Equipo de protección personal	Overol, botas de hule, guantes de carnaza y mascarilla

El primer día del estudio se hizo la “operación limpieza” que consistió en recoger los residuos generados y acumulados antes de ese día, esto sirve para asegurar que el residuo generado corresponda a un día. La recolección de estiércol por corral se hizo a través del tractor, todos los días y en lugar de llevarse a la zanja de almacenamiento se llevó a pesar a la báscula anotando su valor en la cedula de encuesta. Se registró el número y tipo de animales que permanecieron el día anterior por corral, con los datos anteriores se obtuvo la tasa de generación por unidad de animal equivalente y la cantidad de estiércol de bovino generado por día en el rancho.



Figura 3.2 Diagrama de estudio de generación

3.1.2. Caracterización de residuos de ganado

Se colectaron muestras de estiércol fresco de los corrales de ganado vacuno, las muestras fueron mezcladas y homogenizadas para obtener una muestra compuesta. Los principales parámetros analizados fueron: pH, sólidos totales (ST), sólidos fijos totales (SF), sólidos volátiles totales (SV), y peso volumétrico. Los análisis de estos parámetros se hicieron por duplicado con los métodos correspondientes y estandarizados (APHA, 1995; NMX-AA-019-1985; NMX-AA-015-1985; NMX-AA-025-1984). Estos análisis se realizaron durante una semana en temporada de lluvias en la primera etapa y siete veces en la alimentación de la segunda etapa (anexo I).

3.1.3. Análisis de distribución de tamaño de partículas

Se tomó una muestra de estiércol fresca de 600 gramos a la cual se determinaron los sólidos totales, después se tamizó por vibración a través de una serie de tamices metálicos con aberturas que van desde 0.850 a 2 mm. La distribución de tamaño de partícula fue analizada con referencia a la masa retenida (Figura 3.3).



Figura 3.3 Tamizado de muestras

3.2. Configuración y descripción del sistema de tratamiento

Se empleó un sistema de tratamiento anaerobio el cual consiste:

3.2.1. Reactor anaerobio flujo pistón

Se utilizaron tres reactores anaerobio de flujo pistón diseñado siguiendo la noma 366 (NRCS, 2009). Las características de los reactores fueron: volumen total de 4.5 L, elaborado de acrílico, en forma de rectángulo, con dimensiones de 40 cm de largo por 9 cm de ancho y 12.5 cm de alto,

con un volumen de operación de 3.75 L (85% del volumen total), en los extremos tiene dos tubos de de PVC 1.5 in de diámetro, el tubo de entrada tiene una inclinación de 60° respecto la horizontal y la salida de 45° sobre la horizontal. En la parte superior del reactor se cuenta con una manguera para la salida del biogás y en el centro de la pared lateral una válvula de 0.5 in para tomar muestras líquidas del digestor (Figura 3.4 a).

3.2.2. Medición de biogás

Para cuantificar el biogás generado por el reactor anaerobio flujo pistón se hizo mediante el desplazamiento de agua líquida. El recipiente colector de biogás, mostrado en la Figura 3.4 b, es una probeta graduada de 1 L de capacidad, el cual tiene una resolución de 10 ml. Debido a que se va a estar cambiando continuamente esta agua, no se planea agregar ácido clorhídrico al 5% para evitar la disolución del CO₂ contenido en el biogás y con ello la falsificación de las mediciones de volumen y composición (Yank L, *et al.*, 2002). Para este caso se considera despreciable el error.

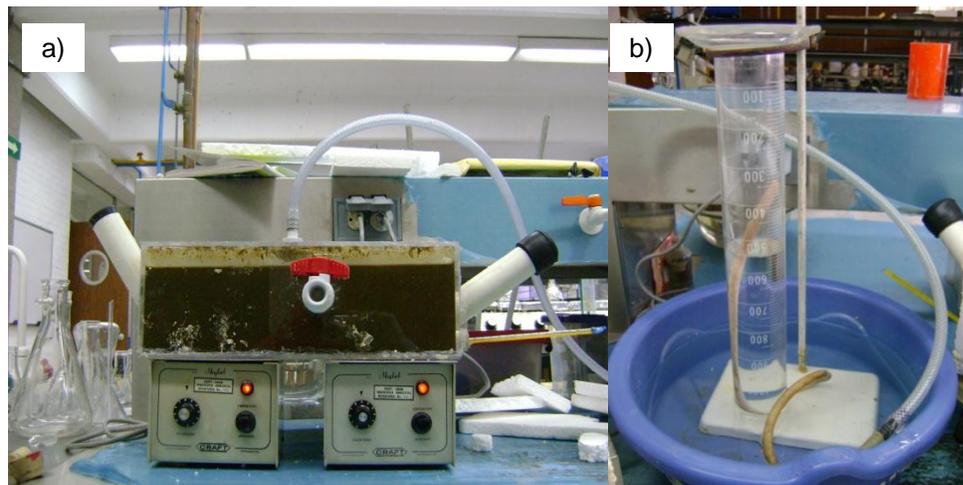


Figura 3.4 Fotografías del sistema experimental. a) Vista del reactor flujo pistón; b) medidor de biogás

Para evitar pérdidas de calor se forró el reactor con lámina de unigel y espuma de poliestireno en los costados como aislante, tal como se muestra en la Figura 3.5



Figura 3.5 Reactor anaerobio de flujo pistón envuelto con láminas de unigel

3.2.3. Composición de biogás

a) Determinación de CO₂ en biogás

La composición aproximada del biogás se realizó midiendo el CO₂, por ser el gas indeseable de mayor volumen. Aunque la prueba es menos precisa que la cromatografía de gases, es más económica y rápida, proporciona una aproximación del contenido de CO₂ en el biogás. La metodología es (Harris, 2010):

1. Preparar aproximadamente 100 ml de una solución de hidróxido de sodio (NaOH) o hidróxido de potasio (KOH). En este caso se utilizó el hidróxido de potasio a una concentración de 9M. aunque la concentración química no es crítica en este análisis
2. Tomar una muestra de 20 a 30 mL de muestra de biogás en una jeringa
3. Poner el final de la manguera en la solución de NaOH o KOH.
4. Sacar el exceso de gas hasta obtener una muestra de 10 ml de gas
5. Extraer aproximadamente 20 ml de solución alcalina y mantener la manguera sumergida en la solución mientras se agita la jeringa por cerca de 30 segundos (hasta el que el nivel deje de subir)
6. Poner la jeringa hacia abajo y se expulsa el exceso de líquido, hasta que el embolo alcance los 10 mL
7. Leer el volumen del líquido, el cual indica el porcentaje de gas de CO₂ absorbido (Figura 3.6).

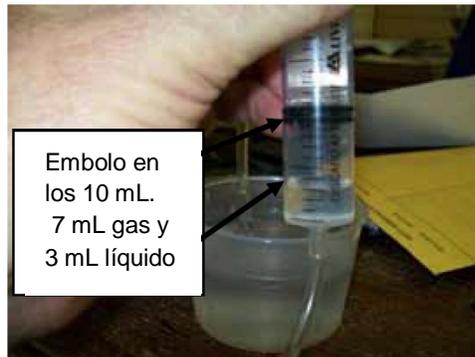


Figura 3.6 Contenido de CO₂ en biogás con una jeringa

b) Prueba de inflamabilidad

Se extrajeron muestras del biogás con la jeringa, luego se presionaba el embolo para que saliera el biogás y se colocaba un encendedor para observar si se encendía el biogás y su nivel de inflamabilidad (Figura 3.7).



Figura 3.7 Pruebas de inflamabilidad a biogás

3.3. Operación de los sistemas

a) Arranque del digestor

En esta etapa se inició la operación del reactor. Se encontró el TRH óptimo para la generación de biogás y tasa de producción de biogás, bajo las siguientes condiciones:

- El reactor de flujo pistón opera bajo el criterio de porcentaje de sólidos totales presente en la mezcla que se introduce al digestor, siguiendo la norma 366 (NRCS, 2009) que recomienda para reactores de flujo pistón la concentración de sólidos totales del influente debe ser de 11% a 14%. Para este estudio se aplicó entre 12% y 14% de ST. El sustrato introducido fue el estiércol de ganado vacuno previamente cortado y diluido con agua hasta alcanzar el porcentaje deseado
- Temperatura ambiente del laboratorio de posgrado de ingeniería.
- De los tres digestores, dos no utilizaron inóculo. El tercer digestor se mezcló con inóculo proveniente de un reactor anaerobio mesofílico alimentado con estiércol porcino. En cuanto al porcentaje utilizado de inóculo obedece a lo recomendado por Castro-González (2010) de 50% del volumen útil del reactor (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Detalles de las mezclas de carga para los reactores

Reactor	Sustrato (L)	Sustrato (kg)	%ST sustrato	Inóculo (L)	Agua (L)	Agua, sustrato, inóculo (% V/V)	% ST
1	1.55	1.6	30	0	2.2	59, 41, 0	12
2	1.55	1.6	30	0	2.2	59, 41, 0	12
3	1.475	1.5	30	1.875	0.4	11, 39, 50	14

Nota: densidad del sustrato 1.03 kg/L

Se graficó el biogás acumulado respecto al tiempo y terminó esta prueba cuando descendió la generación de biogás. El TRH óptimo es un punto máximo en la curva de producción de biogás posterior al cual la producción de biogás desciende.

b) Alimentación semicontinuo

Una vez obtenido el TRH óptimo se alimentó cada semana al digestor con una carga orgánica volumétrica entre 1.52 y 1.60 kg STV/m³•día, con el propósito de estabilizar el reactor, obtener la producción específica de biogás y tasa de producción de biogás. Se registró la producción diaria de biogás y con los datos de carga orgánica volumétrica se calculó la producción específica de biogás. Con los valores de influente y efluente del reactor se analizó la diferencia en sólidos, DQO conductividad y alcalinidad.

3.4. Plan analítico del sistema experimental

La evaluación del tratamiento consistió en la determinación de los parámetros analíticos. Se escogieron puntos de muestreo (Figura 3.8) para realizar los análisis físico-químicos (Tabla 3.3).

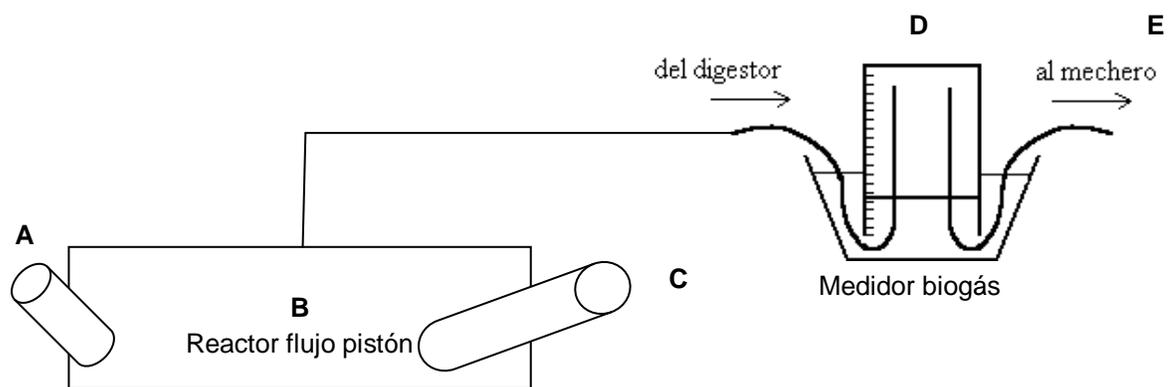


Figura 3.8 Toma de muestras de reactor experimental

Tabla 3.3. Parámetros y puntos de muestreo

Parámetro	Unidad	Punto de muestreo					Etapa	
		A	B	C	D	E	1	2
Temperatura	(°C)		X				Diario	Diario
pH		X	X	X			1/semana	1/semana
Conductividad	(mS·cm ⁻¹)	X	X					1/semana
ST	(mg·L ⁻¹)	X		X			Inicio y final de la etapa	1/semana
STV	(mg·L ⁻¹)	X		X			Inicio y final de la etapa	1/semana
STF	(mg·L ⁻¹)	X		X			Inicio y final de la etapa	1/semana
SST	(mg·L ⁻¹)	X		X			Inicio y final de la etapa	1/semana
SSV	(mg·L ⁻¹)	X		X			Inicio y final de la etapa	1/semana
DQO	(mg·L ⁻¹)	X		X				1/semana
Alcalinidad	mg de CaCO ₃ ·L ⁻¹	X	X				1/semana	1/semana
Generación de biogás	L·d ⁻¹				X		Diario	Diario
Concentración de CO ₂ en el biogás	% CO ₂					X	2/semana	Diario
Presencia de metano e inflamabilidad						X	3/semana	Diario

Al reactor anaerobio también se hicieron las siguientes mediciones:

- Medición de biogás generado con base en la metodología de desplazamiento del líquido, así como su cuantificación basados en la estimación teórica de acuerdo a los niveles típicos de producción reportados en reactores anaerobios, 0.5 m³ de biogás·kg DQO removida⁻¹ (Von y Lemos, 2005) y 0.13 a 285 m³ CH₄/kg SV adicionado (Alvarez *et al.*, 2006)
- Medición indirecta de los AGV a partir de la determinación de alcalinidad a pH 5.75 y 4.3.

En la Tabla 3.4 se enlistan los parámetros, métodos y equipos usados en el plan analítico con base en las técnicas publicadas en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1995), a excepción de los métodos que se especifiquen diferente.

Tabla 3.4. Métodos de análisis durante la operación del reactor anaerobio

Parámetro	Método Estándar	Método de Análisis	Equipo
Temperatura			Termómetro de mercurio
pH	APHA 4500 H-B	Electrodo	Potenciómetro Corning model 7
Conductividad		Electrodo	Potenciómetro HANNA HI991301
Sólidos Totales (ST)	APHA 2540 B	Gravimétrico	Estufa de secado, Mufla
Sólidos Totales Volátiles (STV)	APHA 2540 E	Gravimétrico	Estufa de secado, Mufla
Sólidos Totales Fijos (STF)	APHA 2540 E	Gravimétrico	Estufa de secado, Mufla
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	APHA 2540 D	Gravimétrico	Estufa de secado, Mufla
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	APHA 2540 E	Gravimétrico	Estufa de secado, Mufla
DQO	APHA 5220 D	Digestión con dicromato de potasio	Espectrofotómetro HACH DR/2000
Alcalinidad	APHA 2320 B	Volumétrico	Bureta
Concentración de CO ₂ en el biogás	APHA 2720 B	Volumétrico	Jeringa

3.5. Evaluación de viabilidad económica

Se llevó a cabo una evaluación de inversión del proyecto propuesto. Las herramientas de evaluación fueron el cálculo del valor presente neto (VPN), tasa interna de retorno (TIR), relación beneficio-coste y periodo de recuperación de la inversión.

Los gastos fueron el costo de capital, costos de operación, y depreciación, y los ingresos económicos fueron: el ingreso generado por el ahorro de energía eléctrica, y dejar de usar gas LP.

3.5.1 Valor presente neto (VPN)

Permite calcular el valor presente de un determinado número de flujos de caja futuros, originados por una inversión. La metodología consiste en descontar al momento actual, mediante una tasa de descuento, todos los flujos de caja futuros del proyecto. La tasa refleja el costo de oportunidad de los recursos, es decir, el valor del dinero varía con el tiempo, por ejemplo, mil pesos no valen lo mismo ahora que mil pesos diez años después. Si el VPN es mayor o igual a cero, el proyecto

se acepta. Si el VPN es menor a cero, el proyecto se rechaza. Si se evalúan dos o más proyectos se acepta el de mayor VPN

3.5.2 Tasa interna de retorno (TIR)

Representa el máximo rendimiento que da el flujo de efectivo. En el fondo es una tasa "x" tal que el VPN es igual a cero.

- La TREMA es la tasa de rendimiento mínimo aceptable
- Si la TIR es mayor o igual a la TREMA, el proyecto es aceptable
- Si la TIR es menor a la TREMA, el proyecto se rechaza. En este último caso, puede ser que sí se recupere la inversión pero no con el rendimiento deseado
- Si se evalúan dos o más proyectos, se elige aquel con mayor TIR, siempre que la TIR sea mayor que la TREMA.

3.5.3 Relación beneficio-costos (B/C)

Consiste en dividir el valor presente entre la inversión inicial, si el resultado del cociente es mayor o igual a uno, el proyecto se considera viable y se acepta, caso contrario se rechaza (Hernández y Villalobos, 2001).

3.5.4 Periodo de recuperación de la inversión

Este método consiste en determinar el tiempo que tarda un proyecto en ser pagado y se determina mediante restas sucesivas de uno por uno de los flujos de efectivo a la inversión original, hasta que ésta queda saldada, de tal forma que si la inversión se amortiza en un tiempo menor o igual al horizonte del proyecto, éste se considera viable, caso contrario se rechaza.

CAPÍTULO 4: CASO DE ESTUDIO EN CEPIPSA

El Centro de Enseñanza, Práctica e Investigación en Producción y Saludo Animal (CEPIPSA de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia (FMVZ) UNAM, tiene como objetivo la formación práctica de los alumnos a nivel licenciatura y posgrado en los procesos de producción y aspectos clínicos en las diferentes especies de rumiantes domésticos, generación de tecnología y conocimientos aplicables al proceso productivo y la implementación de canales de vinculación entre la Universidad y el sector pecuario dedicado a la producción con estos animales.

CEPIPSA se encuentra en la Avenida Cruz Blanca No. 486, en San Miguel Topilejo, Delegación Tlalpan, C.P. 14500 México, D.F. Cuenta con una superficie total de 33,755 m². Ubicado en el kilómetro 28.5 de la Carretera Federal México – Cuernavaca, a 19° latitud norte y 99° longitud Oeste a una altura de 2760 metros sobre el nivel del mar, el clima de la región es c (w) b (ij) que corresponde a semifrío semihúmedo con lluvias en verano y con una precipitación pluvial de 800 a 1200 milímetros anuales y una temperatura promedio de 19° C (FMVZ, 2009).

Funciones

- Apoyo a diversos departamentos académicos de la Facultad para la realización de prácticas escolares con la finalidad de que el estudiante adquiera conocimientos y destrezas que lo capaciten para prevenir y solucionar problemas en la producción de los rumiantes domésticos
- Desarrollo de líneas o proyectos de investigación tendientes a obtener información que faciliten la solución de problemas presentes en la producción de rumiantes domésticos
- Difusión de conocimientos y tecnología validada que coadyuve a satisfacer necesidades específicas en la producción de rumiantes en el país
- Implementación de programas de apoyo y servicio a la comunidad.

Personal

- 13 académicos
- 27 trabajadores de base sindicalizados
- alumnos de estancia (que viven ahí) en promedio durante el año
- 600 alumnos al mes atendidos en prácticas y asignaturas
- 300 visitantes externos al año

El número de individuos que asiste a CEPIPSA es abundante, la población mayor lo representan los alumnos, sin embargo su estancia en CEPIPSA es corta. La menor población es el personal académico y trabajadores pero son los que permanecen el mayor tiempo.

4.1. Infraestructura

El Centro cuenta con oficinas administrativas, aulas, biblioteca, cubículos para profesores, centro de cómputo, almacén, comedores, una sala de procesamiento de lácteos, un laboratorio de carne y un laboratorio de transferencia de embriones. En la sala de procesamiento de lácteos del Centro la leche es transformada en queso en diferentes modalidades.

El centro tiene tres hatos:

- Caprino: son 241 animales de las razas Alpina Francesa, Saanen, Anglo Nubia, Toggenburg, Boer y sus cruzas.

- Ovino: son 215 animales de las razas Pelibuey, Suffolk y East Friesian (Figura 4.1).



Figura 4.1 Ejemplares de hato caprino y ovino

- Bovino: son 76 UAE de la raza Holstein, Jersey, y Limusin (Figura 4.2).



Figura 4.2 Ejemplares de hato bovino

4.1.1 Agua

No tienen medidor de registro de consumo de agua ni descarga de agua. Cada 3^{er} día la delegación o la UNAM les proveen de agua a través de una pipa con capacidad de 8000 litros de agua. Estimando que consumieran toda el agua que surte cada tres días, entonces el consumo de agua es 24 m³ semanal, 96 m³ mensual, considerando que en temporada de lluvia almacenan agua en un aljibe durante tres meses, entonces la demanda anual de agua es 864 m³. Esta agua potable sirve para todas las actividades del centro como son: bebida de los animales, lavado de corrales, sanitarios y uso en general de las actividades de CEPIPSA.

El agua residual de todo el centro que consiste en los corrales, sanitarios, quesería, comedor, sala de ordeña se drena por las cañerías que están dentro del predio. Sin embargo, el personal de CEPIPSA no conoce con precisión el destino del agua residual, pues no está conectada la tubería a la red de drenaje de la delegación. Suponen que se filtra por las grietas que existen en el suelo al final de las tuberías.

Pequeñas cantidades de estiércol de ovino y caprino son arrastradas por el canal de corriente de agua pluvial y caen a un registro que en lugar de estar conectado al drenaje municipal, va a una grieta en el suelo. Así mismo, el agua residual de la quesería cae a este registro (Figura 4.3).



Figura 4.3 Descarga de agua residual. (a) Registro de agua residual de corrales de hato ovino y caprino; (b) desagüe de agua residual de corrales de hato ovino, caprino y quesería; (c) registro de agua residual de hato bovino; (d) desagüe de agua residual de corrales bovino.

4.1.2 Consumo de energía y gas

El consumo mensual en promedio de gas LP es 862 litros al mes, según las notas de compra proporcionadas por el administrador del centro. Para la quesería se tiene un tanque con capacidad de 295 litros, la cual consume 240 litros al mes (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Consumo de gas

Fecha	Quesería (litros)	Oficinas, comedor (litros)	Total (litros)
01/02/2011	170	594	764
23/03/2011	270	766	1036
27/04/2011	270	515	785
Promedio	237	625	862
Desviación estándar	58	128	151

Con base en el recibo de electricidad se adecuó la Tabla 4.2. El consumo mensual promedio de energía es 6,625 kwh, en el mes de enero presentó un consumo cuatro veces superior que los otros meses, aunque no se sabe si fue atípico este mes o se presenta cada año. La demanda máxima promedio mensual es 16 kw y el precio promedio de kwh es 2.1364.

Tabla 4.2. Datos históricos del consumo de energía

Mes	Demanda máxima (kw)	Consumo total(kwh)	F.P. %	F.C. %	Precio medio (\$/kwh)
ene-11	33	21,720	90	94.57	1.6959
feb-11	12	5,640	90	67.53	1.9039
mar-11	14	4,560	90	48.47	2.1394
abr-11	12	4,860	90	58.19	2.0487
may-11	12	5,040	90	58.33	2.0139
jun-11	14	5,580	90	51.9	2.1358
jul-11	14	5,640	90	55.95	2.1648
ago-11	12	4,920	90	63.27	2.1040
sep-11	12	5,640	90	65.28	2.0740
oct-11	21	6,360	90	38.24	2.3744
nov-11	24	5,160	90	30.89	2.6872
dic-11	12	4,380	90	54.32	2.2950
Promedio	16	6,625	90	57	2.1364
Desviación estándar	7	578	0	16	0.25

4.2. Manejo del estiércol

El método de limpieza de corrales de bovino es con el tractor y herramientas manuales. El tractor arrastra el estiércol de los corrales y con ayuda de bieldos se carga el estiércol a la pala cargadora frontal del tractor (Figura 4.4).



Figura 4.4 Recolección de estiércol. (a) Barrido manual; (b) recolección con tractor y palas; (c) cargado al tractor con bieldo; (d) pasillo de tractor.

Una vez cargado el estiércol este es transportado a un estercolero ubicado en la parte noroeste del rancho (Figura 4.5). Sin embargo, el estercolero no está impermeabilizado, es un hoyo en el suelo donde se almacena hasta que pasa el temporal de lluvias, aproximadamente un año, o cuando se requiere en temporada de siembra como abono.



Figura 4.5 Estercolero. En temporada de (a) estiaje y (b) lluvia

Dos agricultores de la zona, que venden el alimento para el ganado de CEPIPSA, recogen gratuitamente el estiércol almacenado para utilizarlo como fertilizante en sus campos de cultivo (Figura 4.6). El estiércol de ovino y caprino es depositado en un remolque ubicado a un costado de los corrales de ovinos, para su posterior recolección.



Figura 4.6 Recolección de estiércol acumulado

4.3. Manejo de residuos sólidos urbanos

El manejo de residuos sólidos en CEPIPSA tiene áreas de oportunidad; ya que no existe un adecuado almacenamiento, se depositan residuos urbanos en el estercolero (Figura 4.7 a), y en contenedores no identificados y clasificados (Figura 4.7 b).



Figura 4.7 Manejo de residuos sólidos urbanos en CEIPSA. (a) Estercolero; (b) contenedor de residuos

La recolección de residuos sólidos urbanos lo realiza la Delegación de Tlalpan semanalmente, pero debido a la mezcla de residuos orgánicos con inorgánicos en algunas áreas del centro, por ejemplo, en el comedor de los trabajadores, el camión recolector no se lleva los residuos a menos que reciba una propina extra del centro. O de otra forma los trabajadores queman a cielo abierto los residuos de comedor. Cabe señalar que la Delegación no tiene una tarifa por la recolección de los residuos del centro, solamente el personal de recolección recibe propina de CEIPSA.

CAPÍTULO 5: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Estudio de generación y caracterización de estiércol bovino

El estudio de generación se llevó a cabo en temporada de lluvia del 21 de junio hasta el 6 de julio del 2011, sin embargo no fueron todos los días porque hubo varios inconvenientes para pesar el estiércol. Los principales problemas fueron:

- Cuando estaba lloviendo no se pudo pesar, ni hacer la limpieza de corrales
- Los sábados y domingos no laboró personal que maneja la báscula para camiones, y cuando es día de quincena tampoco se hace limpieza de corrales.
- No todos los días había disponibilidad del uso de tractor para limpieza de corrales. El tractor estaba en mantenimiento o se utilizaba en otra actividad.

De acuerdo con los criterios de muestreo de la NMX-AA-61-1985 se logró pesar siete días el estiércol de ganado bovino. Éstos animales se clasificaron con base a la Unidad de Animal Equivalente (UAE) para homogenizar los residuos de estiércol generados por unidad de animal (Tabla 5.1) (Deublein *et al.*, 2008).

Tabla 5.1. Clasificación de ganado por edades

Bovinos	Edad	UAE
vacas o toros	(> 2años)	1
Vaquillas o novillos	(8 meses- 2 años)	0.6
becerras o becerros	<8 meses	0.2

Donde:

UAE: Unidad de Animal Equivalente, es una base de conversión de los bovinos.

Con base a la entrevista al personal de la granja de CEIPSA. En diciembre del 2011 se hizo recolección y transporte de estiércol acumulado durante un año aproximadamente. Esta recolección requirió 32 viajes, considerando que cada viaje tiene una capacidad de 11 toneladas equivale a 352 ton/año o 0.96 ton/día. Según en el presente estudio de generación se desechan 2.37 ton/día de estiércol. La cantidad recolectada anual es 60% menos a la generación diaria, esta disminución se puede explicar a la pérdida de residuos debido a la volatilización, descomposición del residuo y arrastre por corriente de agua al drenaje o caminos de CEIPSA.

En la Tabla 5.2 se muestra los valores promedio en la primera etapa de: unidad de animal equivalente (UAE), estiércol generado por día, estiércol por UAE, peso volumétrico, concentración de sólidos, pH y temperatura. El peso volumétrico y la concentración de sólidos totales está influenciada por la temporada de lluvia haciéndolos más húmedos y pesados. Las muestras recolectadas fueron frescas, resultando en altos valores de concentración de sólidos volátiles. Los sólidos volátiles es el material biodegradable que se transforma en biogás en los digestores. El pH resultó con tendencia alcalina, arriba de 7. Esto es bueno para la degradación anaerobia ya que requiere de sustratos que proporcionen alcalinidad para amortiguar la disminución del pH por la fermentación de los residuos.

Tabla 5.2. Resumen de generación y caracterización de estiércol bovino, 1ª Etapa

	UAE	Generación (kg/día)	Estiércol kg/UAE	Peso Volumétrico (kg/m ³)	ST (%)	SVT (%)	SFT (%)	pH	T (°C)
Mínimo	75	1975	26.3	717	15	45	8	6.7	22
Máximo	79	2942	37.2	1033	29	92	55	8.6	24
Promedio	76	2377	31.1	864	20	74	26	7.7	23
Desviación estándar	1.40	308	3.5	133	4	17	17	0.7	1

En la Tabla 5.3 se muestra el resumen de los valores de caracterización del estiércol bovino en la segunda etapa (alimentación semi-continua a los digestores), Ver Anexo I.

Tabla 5.3. Resumen de caracterización de estiércol bovino, 2ª Etapa

	Peso Volumétrico (kg/m ³)	ST (%)	SVT (%)	SFT (%)	pH
Mínimo	592	20	49	8	7.9
Máximo	982	29	92	51	8.8
Promedio	795	22	79	21	8.30
Desviación estándar	1237	4	15	15	0.62

Como se muestra en la Tabla 5.4 la tasa de generación y características de estiércol en CEPISPA tienen valores semejantes a los valores de referencia publicados por ASEA D384.2 y la Universidad de Carolina del Norte, con propiedades más parecidas en el caso de estiércol raspado. Se aprecia que la densidad disminuye y la concentración de sólidos aumenta cuando el estiércol es raspado, debido a la pérdida de humedad. Esto sugiere que la granja de CEPISPA es representativa de las granjas de EE. UU. con respecto a las tasas de producción de estiércol y sus diversos componentes.

La distribución de tamaño de partícula es importante cuando se considera el potencial de biogás, el balance de nutrientes, y el impacto en sistemas de separación. El tamaño de partícula es afectado por varios factores incluyendo (Møller *et al.*, 2002):

- Especie animal
- Dieta del animal
- La adición de paja y descomposición anaerobia durante el almacenamiento
- Pretratamiento de estiércol en plantas de degradación anaerobia.

Tabla 5.4. Comparación entre el estiércol de CEPIPSA y valores estándares de referencia

	Estudio actual. Estiércol raspado	ASAE D384.2 (2005)	NC State University, 1994. Estiércol Fresco	NC State University, 1994. Estiércol raspado
Peso vaca lechera (kg)	580.0	Vaca lechera seca	453.6	453.6
Estiércol (kg/día)	31.6	38	39.5	28.6
Densidad (kg/m ³)	829.2	1000		897.0
pH	8.0		7.0	7.4
Orina (kg/día)			12.7	
ST (kg/día)	6.7	4.9	5.4	6.4
SV (kg/día)	5.1	4.2	4.5	5.4
SST (kg/día)			3.6	2.4
DBO5 (kg/día)		0.626	0.8	1.0
DQO (kg/día)		4.4	5.0	5.4
NTK (g/día)			204.1	145.1
Nitrógeno (g/día)		230		
P ₂ O ₅ (g/día)		30	99.8	99.8
K ₂ O (g/día)		148	163.3	122.5

El resultado de la clasificación de tamaño de partícula de estiércol se presenta en la Tabla 5.5, Figura 5.1 y anexo 2. La mayor distribución en el tamaño de partículas en peso se obtuvo en las partículas superior a 2 mm con un 60%, en segundo lugar se obtuvieron las partículas menores a 0.850 mm con un 25%, restando los valores de partículas con tamaños mayores de 0.850 mm y 1.18 mm con valores de 6% y 9% respectivamente.

En su investigación, Meyer *et al.* (2007) identificaron que alrededor de la mitad de la masa y la mayoría de los nutrientes en estiércol fresco de vaca lechera está asociado con partículas menores de 0.125 mm: 50% de ST, 85 % de N, 87% de P y 99.8% de K. Esto indica que los principales nutrientes inorgánicos del estiércol son retenidos dentro de finas partículas.

En su trabajo Møller *et al.*(2002) reportan que la proporción en el tamaño de partículas fue de 40% para fragmentos mayores de 1 mm, 10% para partículas entre 0.1 mm a 1 mm, y 50% para partículas menores de 0.1 mm. Como se puede notar en los trabajos antes mencionados, el 50% en la distribución de tamaño de partícula está asociado con partículas entre 0.125 y 0.1 mm. En el presente trabajo el tamiz más pequeño utilizado fue de 0.850 mm, siendo un valor fuera de la proporción de los trabajos reportados.

Tabla 5.5. Clasificación de estiércol por tamaño en peso

	ST (%)	Muestra (Paja) > 2 mm	muestra >2 mm	muestra >1.18 mm	Muestra >0.850 mm	muestra <0.850 mm
Mínimo	18%	5%	39%	7%	5%	23%
Máximo	31%	12%	59%	11%	9%	30%
Promedio	23%	8%	52%	9%	6%	25%

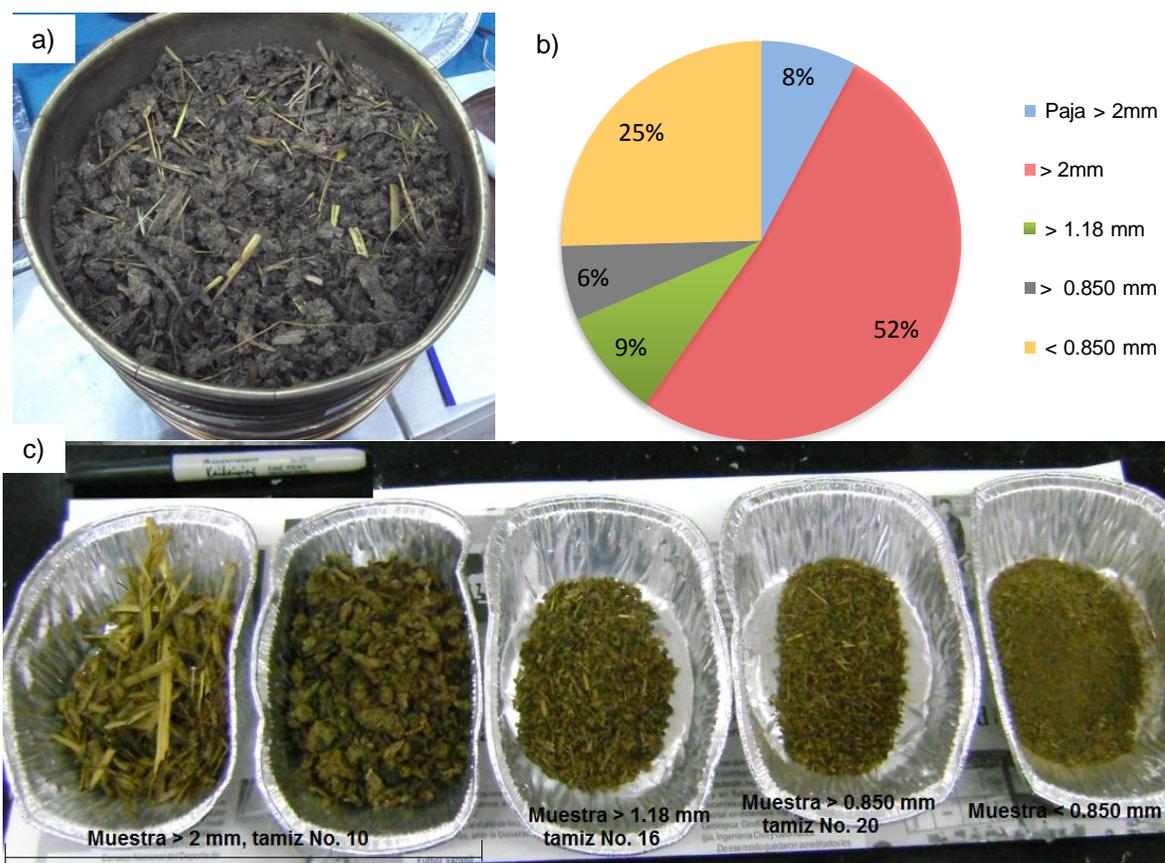


Figura 5.1 Prueba de tamizado de estiércol bovino. (a) Muestra seca, antes de tamizar; (b) distribución del tamaño de partícula; (c) muestra de tamaño de partículas después de tamizar.

Formación de gradiente en estiércol bovino raspado

Treinta minutos de sedimentación de estiércol homogéneo proveniente del sistema de recolección de raspado en CEPISA, resultó en tres distintas zonas superior, medio e inferior cada uno con tamaño de partícula específico (Figura 5.2). En general la paja y sólidos grandes flotaron, mientras partículas más pequeñas sedimentaron en el fondo del cilindro. Se formó la zona de transición intermedia compuesta entre las zonas superior e inferior con un patrón de distribución de grandes a pequeñas partículas, dando una visible turbiedad. Se observa que la mayoría de las partículas grandes son forrajes, tales como fibras de planta provenientes de forrajes sin digerir de la panza del animal y/o adición de paja.

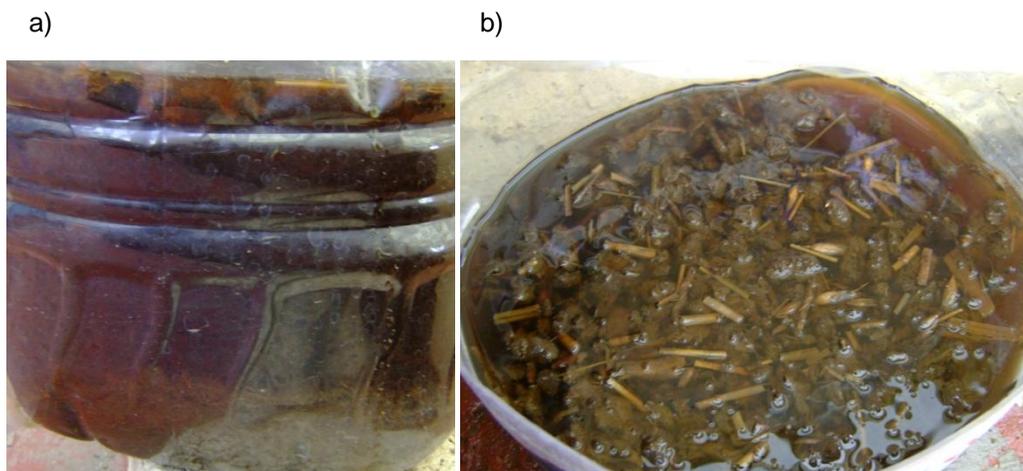


Figura 5.2 Gradiente de sólidos en estiércol de vaca raspado. (a) Vista lateral, (b) vista superior

En el trabajo de Frear *et al.*, (2011) reportan una muestra de estiércol líquido de vaca lechera tres zonas; superior, medio e inferior de la Figura 5.3. En este estudio los sólidos de fibras grandes sedimentaron en fondo del cilindro entretanto las finas partículas permanecieron suspendidas en la zona superior del líquido. La fracción volumétrica de esas tres zonas fue aproximadamente 85%, 5% y 10% desde la parte superior a la parte inferior, de estas fracciones también analizaron la distribución de tamaño de partícula, donde se obtuvo que la zona superior es dominada por partículas pequeñas del rango de 0.04 a 0.10 mm, la zona media con sólidos entre 0.04 y 2 mm y la zona inferior predomina principalmente sólidos entre 0.59 a 5 mm.

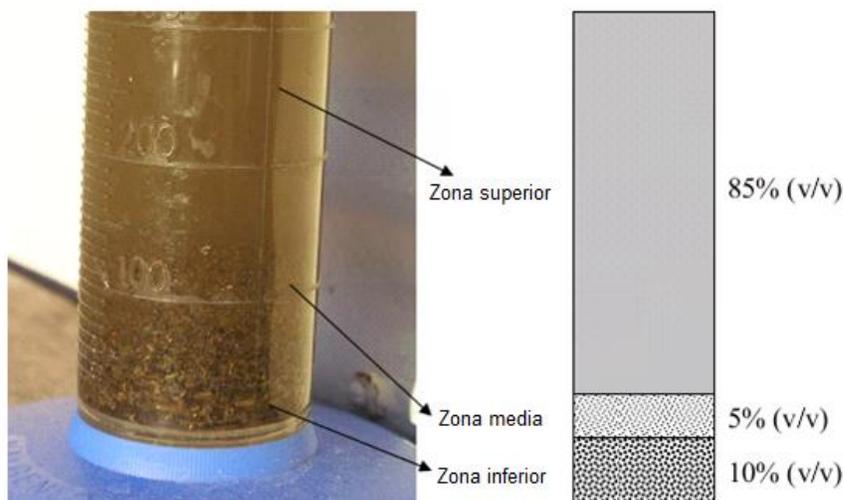


Figura 5.3 Tres zonas en estiércol líquido de vaca lechera (Fuente: Frear *et al.*, 2011)

Asimismo Frear *et al.*, (2011) analizaron la distribución de tamaño de partícula con la capacidad de producción de biogás y bacterias metanogénicas. Los resultados mostraron que:

- Las unidades de volumen de licor mezclado en las zonas media e inferior generaron más de 4 a 6 veces el biogás que de la zona superior.
- La actividad metanogénica en la zona superior, media e inferior fueron de $0.55 \text{ mL CH}_4 \cdot \text{L}^{-1} \text{ licor mezclado} \cdot \text{h}^{-1}$, $5.5 \text{ mL CH}_4 \cdot \text{L}^{-1} \text{ licor mezclado} \cdot \text{h}^{-1}$ y $18 \text{ mL CH}_4 \cdot \text{L}^{-1} \text{ licor mezclado} \cdot \text{h}^{-1}$ respectivamente, a pesar de que la misma cantidad de acetato fue provista como fuente de carbono.
- La mayoría de los microorganismos dentro del estiércol lechero se encuentran inmovilizados en las fibras sólidas no digeridas.

La investigación de Frear et al., (2011) sobre distribución de tamaño de partícula y población microbiana favorecen los resultados obtenidos en el presente estudio, ya que sus trabajos concluyen que la cama de paja y sólidos grandes tienen excelente capacidad de inmovilización de bacterias metanogénicas.

En la Figura 5.4 se muestra el perfil del gradiente de sólidos dentro de un digestor del actual estudio. En ella se puede observar al fondo partículas más grandes, en la zona media partículas finas suspendidas, y en la parte superior una capa de residuos fibrosos (paja) que flotan y burbujas de biogás atrapado.

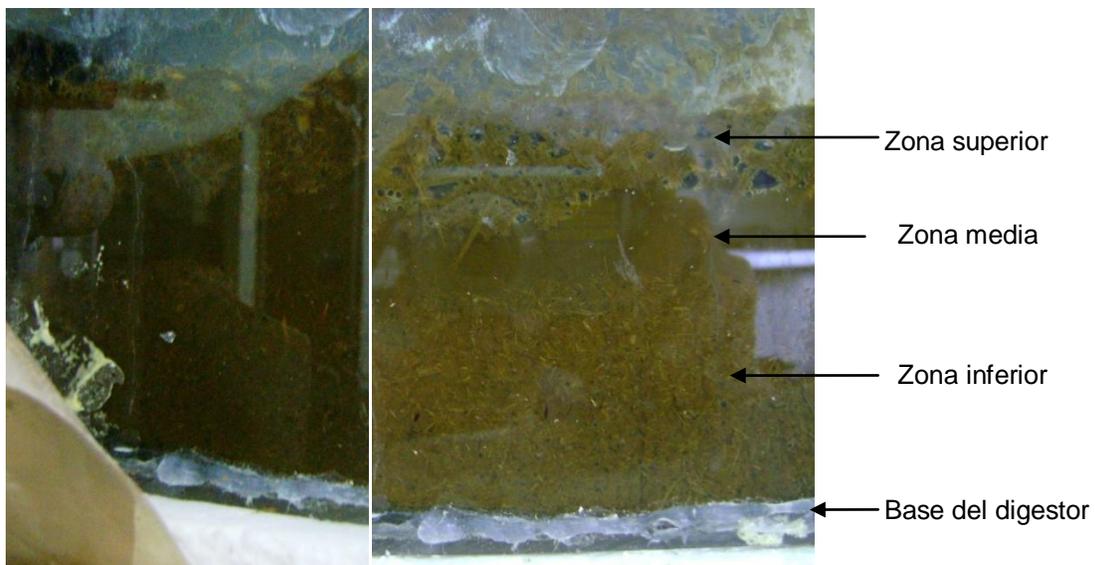


Figura 5.4 Vista frontal de las zonas de sedimentación en una de las paredes del digestor experimental

5.2. Digestor

5.2.1 Temperatura, pH, alcalinidad y relación alfa

La **temperatura** en los digestores de flujo pistón dependió en un principio de las parrillas agitadoras que transferían calor por el movimiento. Sin embargo, dado que el diseño de estos digestores es operar a temperatura ambiente y sin agitación se decidió por quitar las parrillas agitadoras, por lo tanto la temperatura en los reactores estuvo afectado por la temperatura ambiente del laboratorio y en menor medida el material aislante de poliestireno expandido que cubre los digestores para evitar la pérdida de calor. En la Figura 5.5 se presenta el

comportamiento de temperatura a lo largo de las dos etapas de experimentación en los tres reactores anaerobios.

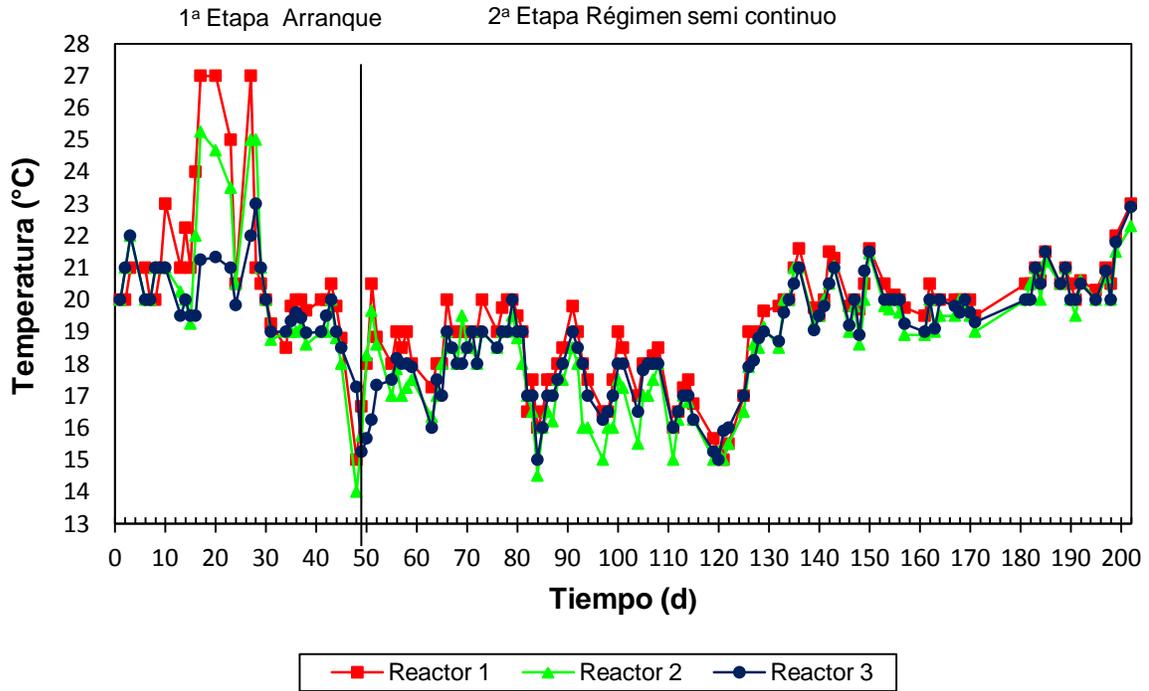


Figura 5.5 Comportamiento de la temperatura dentro de los tres reactores anaerobios

En la Tabla 5.6 se resumen las temperaturas promedio de los reactores 1, 2 y 3. Como fue mencionado en la primera etapa hubo mayor temperatura y variación de la misma, por el uso de parrillas agitadoras que transferían calor al sistema.

Tabla 5.6. Temperaturas °C en el reactor anaerobio

Parámetro	1ª Etapa	2ª Etapa
Reactor 1		
Promedio	21 ± 0.9	19 ± 0.3
Mínimo	15	15
Máximo	27	23
Reactor 2		
Promedio	20 ± 0.8	19 ± 0.3
Mínimo	14	14.5
Máximo	25.3	22.3
Reactor 3		
Promedio	20 ± 0.5	19 ± 0.3
Mínimo	15.3	15.0
Máximo	23.0	22.9

A mayor temperatura las tasas de reacciones químicas y biológicas son más rápidas que a bajas temperaturas. Hay tres principales intervalos de temperatura psicrófilico (por debajo de 23 °C), mesofílico (entre 25 y 45 °C) y termofilicos (entre 45 y 65 °C), siendo la tasa máxima de crecimiento de microorganismos mayor conforme aumenta la temperatura. Bajo esta perspectiva

se puede determinar que la temperatura promedio con la que se trabajó en esta investigación se mantuvo en psicrófilico.

El comportamiento del **pH** en función del tiempo en los tres reactores se muestra en las Figura 5.6, se observa que disminuyó rápidamente al inicio de cada experimento por que la fracción fácilmente digerible de la materia orgánica se hidrolizó y convirtió en ácidos grasos. Después de la disminución inicial, el pH comenzó a aumentar gradualmente a medida que los ácidos grasos se transformaron a metano.

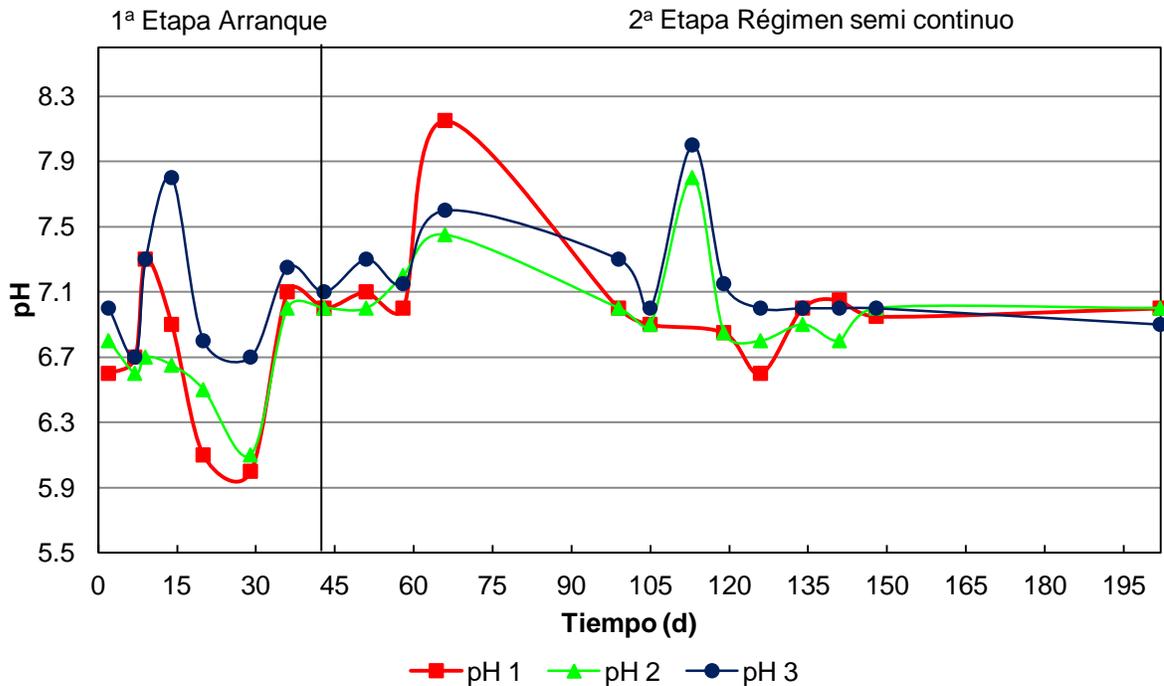


Figura 5.6 Comportamiento de pH en los tres reactores anaerobios

El día 31 a los reactores 1 y 2 se agregó 600 mL y 250 mL de bicarbonato de sodio (NaHCO_3) con una concentración de 0.5M y 1M respectivamente para evitar la acidificación de los reactores. Una vez que se agregó el NaHCO_3 los reactores no requirieron agregar de esta sustancia para controlar el pH.

El reactor 3 no requirió de alguna sustancia química para controlar el pH, porque tuvo mayores microorganismos metanogénicos, al usar inóculo en un su arranque, capaz de formar metano a partir de los productos de la acidogénesis.

En la figura 5.7 se muestra el seguimiento de **alcalinidad** total (a pH 4.3) y alcalinidad a pH 5.75 del influente, reactor 1, 2 y 3 durante las dos etapas de operación. En la primera etapa hubo mayor variación de la alcalinidad, llegando a valores por debajo del intervalo considerado como favorable para la degradación anaerobia, después que se agregó el NaHCO_3 en el reactor 1 y 2 aumentó la alcalinidad a intervalos aceptables de degradación anaerobia. En la figura 5.7 es notoria la diferencia entre la alcalinidad total y a pH 5.75 tanto en el influente como en los digestores. Esta diferencia está relacionada con el contenido de AGV en la muestra.

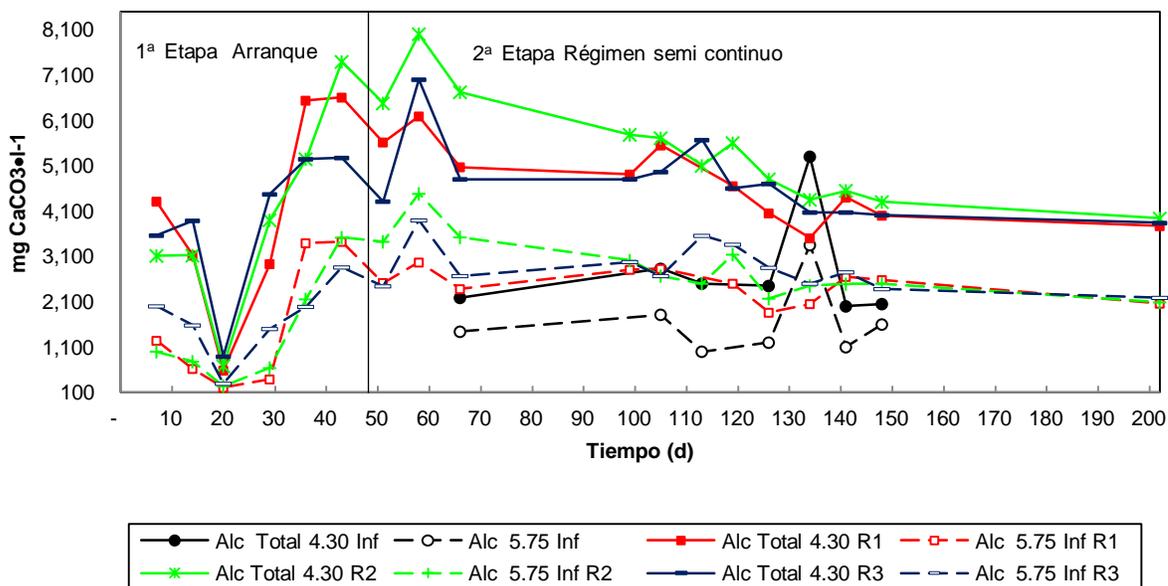


Figura 5.7 Alcalinidad total y a pH 5.75 en reactores anaerobios

En la Tabla 5.7 se presentan las concentraciones promedio, mínimas, y máximas de la alcalinidad total y a pH 5.75 durante la primera y segunda etapa en el influente y efluente de los digestores 1, 2 y 3. Se aprecia que los valores de alcalinidad al efluente del digestor son mayores que los del influente. Este aumento en la alcalinidad se ocasiona por la generación de CO_2 en la reacción metanogénica que a un pH neutro se presenta como bicarbonato (HCO_3^-) y también se ocasiona por la degradación de compuestos orgánicos presentes en el estiércol. El estiércol, contiene proteínas, potasio, calcio, magnesio y otros oligoelementos (Cheremisinoff, 1976) que al realizarse el metabolismo, se produce la liberación de amoníaco, produciendo bicarbonato de amoníaco, y generando alcalinidad, lo cual contribuyó a conservar un valor de pH cercano a 7.

Tabla 5.7. Concentraciones de alcalinidad en los tres reactores anaerobios

	Alcalinidad total, pH 4.30, 1a E tapa			Alcalinidad total, pH 4.30, 2a Etapa			
	R1	R2	R3	Influente	R1	R2	R3
Promedio	4,486 ± 2,152	4,741 ± 2,490	4,329 ± 1,752	3,016 ± 1,311	4,430 ± 760	5,018 ± 554	4,678 ± 601
Mínimo	583	680	890	2,000	3,500	4,350	4,070
Máximo	6,605	8,003	7,000	5,300	5,548	5,708	5,667
	Alcalinidad, pH 5.75, 1a Etapa			Alcalinidad, pH 5.75, 2a Etapa			
	R1	R2	R3	Influente	R1	R2	R3
Promedio	1,844 ± 1,377	2,029 ± 1,600	2,070 ± 1057	1,693 ± 979	2,378 ± 408	2,570 ± 323	2,947 ± 416
Mínimo	204	240	293	1,000	1,860	2,170	2,500
Máximo	3,423	4,481	3,895	3,350	2,828	3,140	3,556

Concentración en $\text{mg de CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$

La **relación α** en los tres reactores (Figura 5.8) en un inicio estuvo por debajo de 0.5 debido a la acumulación de AGV, lo que indicó inestabilidad en el sistema, pero a partir del día 35 empezó a subir el valor. En la primera etapa la relación α alcanzó un valor promedio en los reactores 1, 2 y 3 de 0.37 ± 0.15 , 0.38 ± 0.14 y 0.46 ± 0.11 respectivamente. En la etapa estable del régimen semi continuo los valores promedio en los reactores 1, 2 y 3 fueron 0.54 ± 0.06 , 0.51 ± 0.05 , y 0.63 ± 0.07 . En general, en esta etapa la relación α se mantuvo dentro de un intervalo que indica un funcionamiento adecuado del reactor (Rubio Loza, 2004).

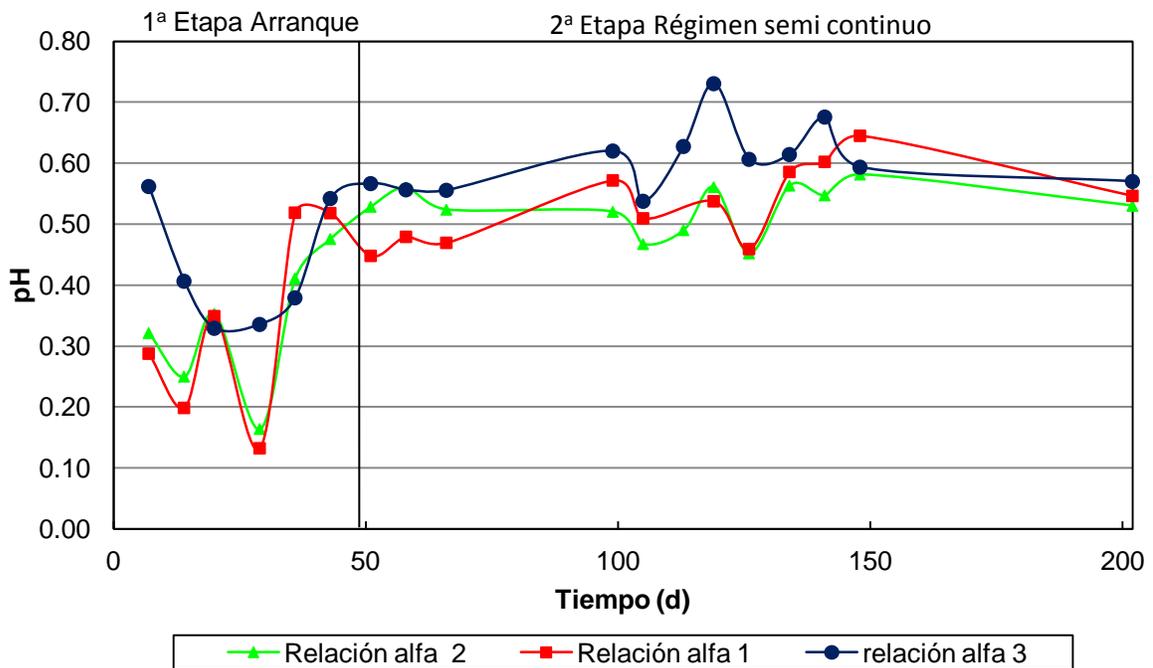


Figura 5.8 Comportamiento de la relación α en los tres reactores anaerobios

5.2.2 Producción de biogás

5.2.2.1 Primera etapa

El tercer reactor es el que operó bajo las mejores condiciones, hubo menor fluctuación de temperatura comparado con los otros dos reactores, el sistema no presentó fugas de gas el sistema y se utilizó lodos provenientes de un digester porcino como inóculo en su arranque. Por ende en la primera etapa solo se muestran las gráficas del reactor anaerobio 3. El comportamiento errático de generación biogás de los reactores 1 y 2 es atribuible al periodo de adaptación de las bacterias a un nuevo hábitat, a la variación de temperatura y fugas en el reactor debido a la mala unión en las tapas que conformaron los dos reactores.

En las Figura 5.9 se presenta el comportamiento del biogás captado en el reactor 3 y su relación con la temperatura. Los puntos en la figura representan un código de colores con base a pruebas de combustión indicando que si el biogás no encendía es color azul, un nivel bajo es amarillo, un nivel medio y alto es rojo. Las pruebas de combustión se empezaron a realizar a partir del día 30 la cual mostró combustión baja, y en los siguientes días la combustión aumentó a un nivel medio y alto.

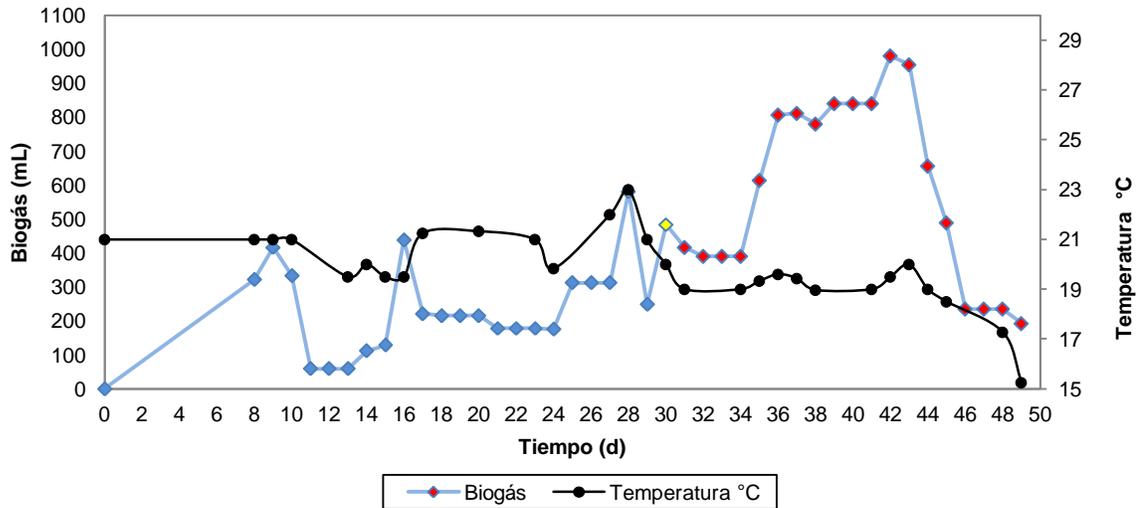


Figura 5.9 Relación de temperatura y producción de biogás en el reactor 3 durante la 1^{ra} etapa

Se observa en la Figura 5.9 que durante la primera etapa hubo un incremento paulatino en la producción de biogás hasta que tuvo su máximo valor el día 42 desde el arranque, para luego disminuir entre los días 45 y 50, confirmando el concepto de tiempo máximo de retención, el cual es inversamente proporcional a la temperatura interna del reactor (Duque *et al.*, 2006).

La composición del biogás tuvo inicialmente altas concentraciones de CO₂ debido a que en los procesos de acidogénesis y acetogénesis se genera este gas en niveles superiores al de CH₄ y va disminuyendo a medida que el acetato y el CO₂ se van transformando en el proceso de metanogénesis a metano (Figura 5.10). Esta composición se estabilizó entre los días 36 y 37 en un valor tope de 50% de CH₄ y disminuyó a la par con la producción de biogás, aumentando los niveles de CO₂ en la mezcla volviéndola progresivamente ácida lo cual es debido a la pérdida del equilibrio entre las bacterias a no existir sustrato nuevo.

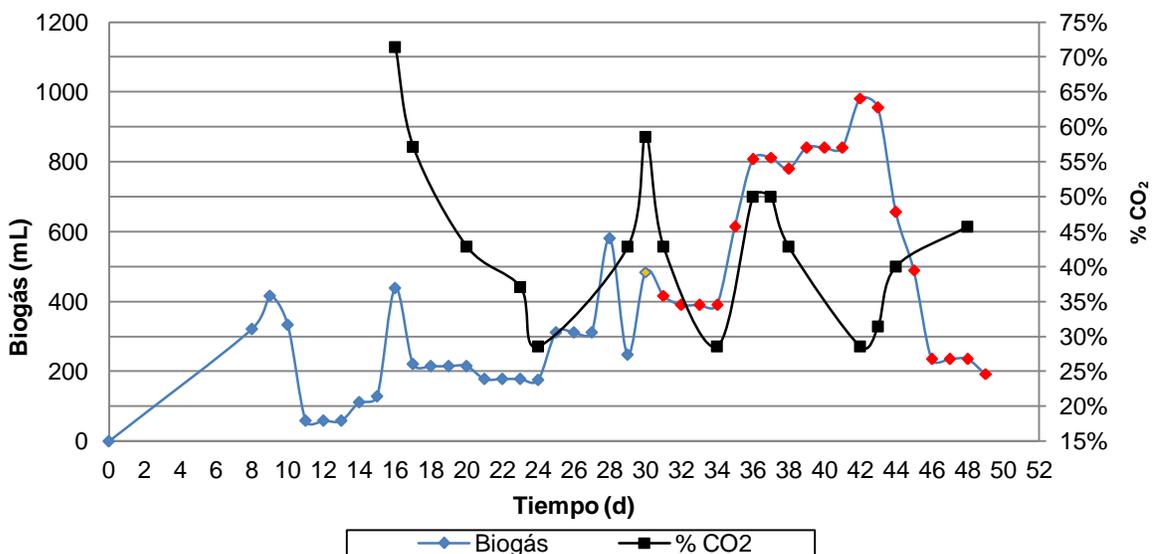


Figura 5.10 Relación de dióxido de carbono y producción de biogás en el reactor 3 durante la 1^{ra} etapa

Cabe mencionar que el método utilizado da una estimación a grandes rasgos del porcentaje de CO₂ en el biogás, porque puede no haberse absorbido todo el CO₂ a través de la solución alcalina.

En la Figura 5.11 se muestra la cantidad de biogás acumulado en los 49 días que duró la primera etapa de los tres reactores. Como se puede notar esta producción mantuvo una tendencia a la baja desde el día 44 en el reactor 3. Por el contrario en el reactor 1 y 2 se advierte que continuó aumentando las gráficas de biogás acumulado a lo largo del tiempo; es decir todavía no alcanzaban el tiempo máximo de retención.

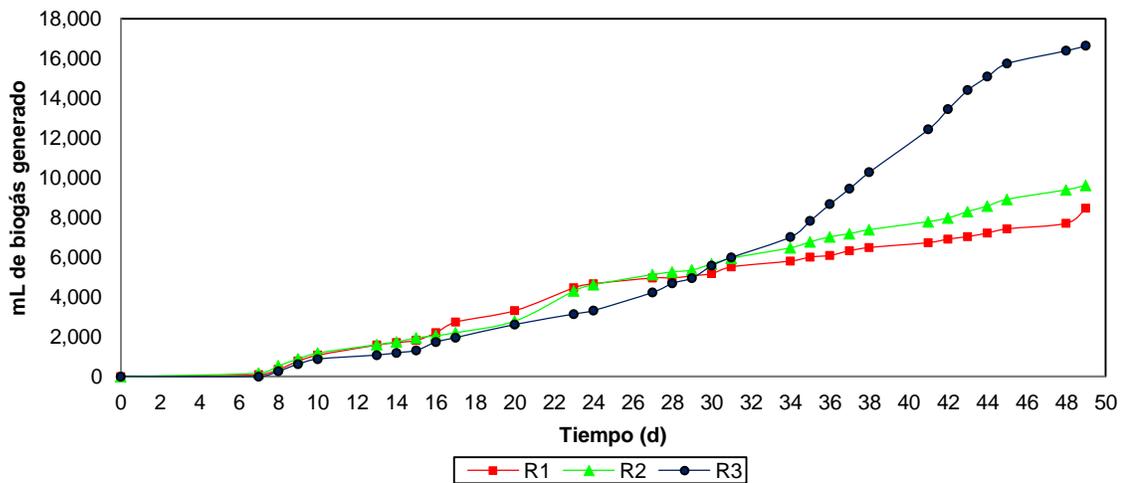


Figura 5.11 Producción de biogás acumulado de los tres digestores

5.2.2.2 Segunda etapa

La producción de biogás de los tres digestores se presenta en la Figuras 5.12, 5.13 y 5.14. Se observa en las figuras de producción de biogás diario a lo largo de todo el reactor que la producción de biogás es directamente proporcional al aumento de temperatura. Las gráficas de producción acumulada se forman sumando el biogás producido día a día y se hace un reinicio de la gráfica cada vez que hay una alimentación en el digestor, estas gráficas sirven para ver que tan constante fue la producción de biogás. En la etapa estable los digestores D1, D2 y D3 presentaron una producción de biogás promedio de 0.53 ± 0.21 L/d, 0.47 ± 0.15 L/d y 0.70 ± 0.17 L/d, respectivamente. No se midió el porcentaje de CO₂, pero se hizo la prueba de inflamabilidad y en todas las pruebas encendía, lo cual indica porcentajes de metano arriba de 50%.

En la etapa estable el digestor 1 produjo 0.089 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado}, 0.142 m³ biogás TPN/m³ digestor-día, 15.46 m³ biogás TPN/t sustrato; el digestor 2 produjo 0.077 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado}, 0.132 m³ biogás TPN/m³ digestor-día, 13.46 m³ biogás TPN/ t sustrato y el digestor 3 generó 0.119 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado}, 0.190 m³ biogás TPN/m³ digestor-día, 20.69 m³ biogás/ t sustrato (Tabla 5.8). La producción de biogás obtenida en el D3 fue mayor al D1 y D2, esto debe ser atribuido a que había una mayor población microbiana que llevó el proceso de DA, debido a que se usó inóculo en el D3, durante su arranque.

La producción de biogás tiene un amplio rango de valores. Alvarez *et al.*, (2006) reportan valores menores de 0.07 m^3 biogás TPN/ m^3 digester-día, 7.77 m^3 biogás TPN/t y 0.061 m^3 biogás TPN/kg STV _{alimentado} bajo una temperatura de $11 \text{ }^\circ\text{C}$ y carga orgánica de $1.29 \text{ kg STV/m}^3\text{-d}$. Por otro lado Duque *et al.*, (2006) reportan valores mayores de 1.37 m^3 biogás/ m^3 digester-día a una temperatura de 25°C . En el informe publicado por Karim *et al.*, (2005) obtienen valores de $0.28 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg STV}_{\text{alimentado}}$. La producción en los tres digestores obtenidos está dentro de los rangos de producción indicados por la literatura.

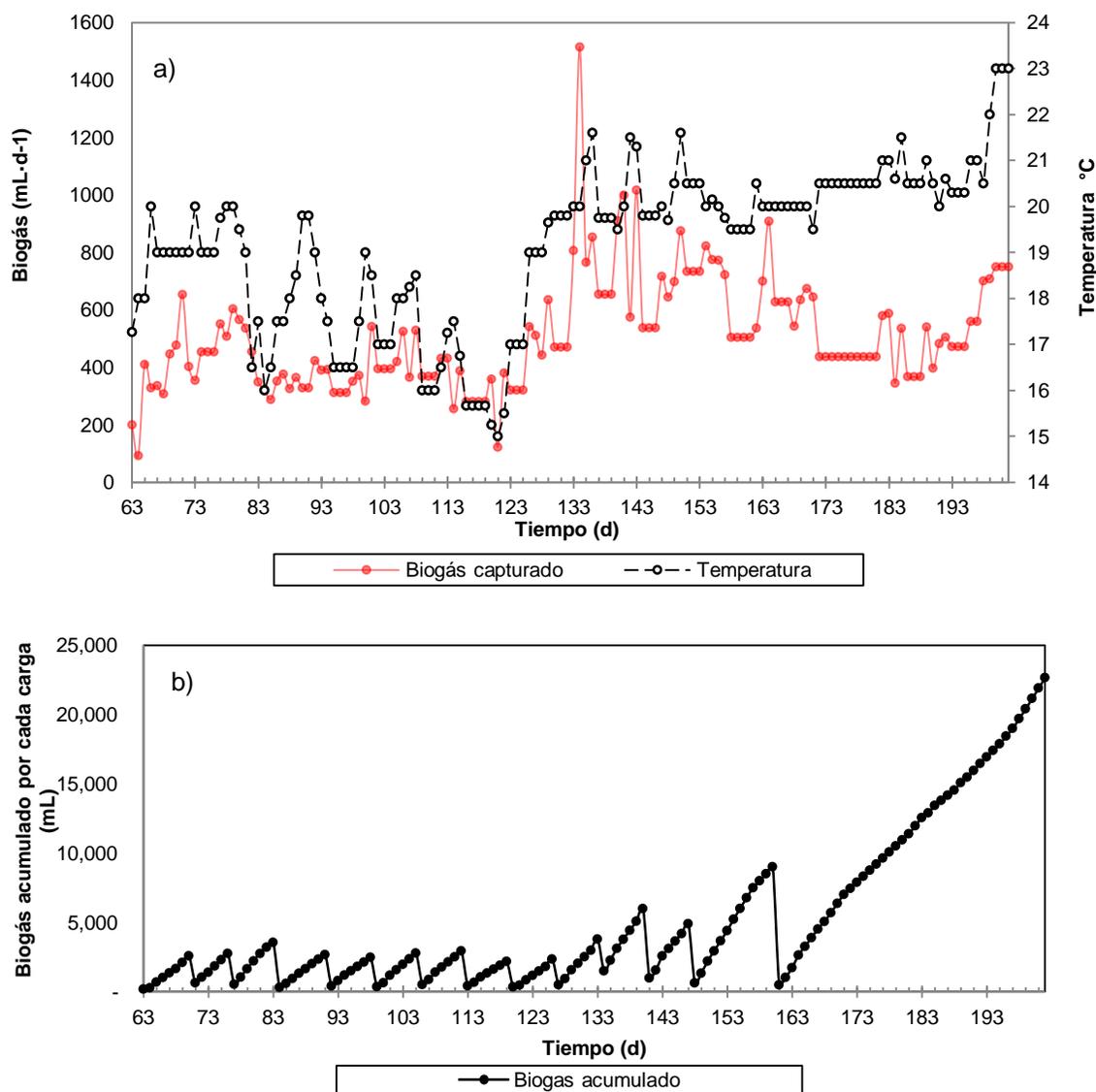


Figura 5.12 Producción de biogás en el digester 1, 2^{da} etapa. (a) Producción de biogás diaria y temperatura; (b) Producción de biogás acumulado durante el régimen semi continuo

En la Figura 5.12 (b) se observa que la última carga del biogás acumulado creció más porque el tiempo de acumulación de biogás fue mayor respecto a las anteriores cargas y los microorganismos de la DA seguían produciendo biogás.

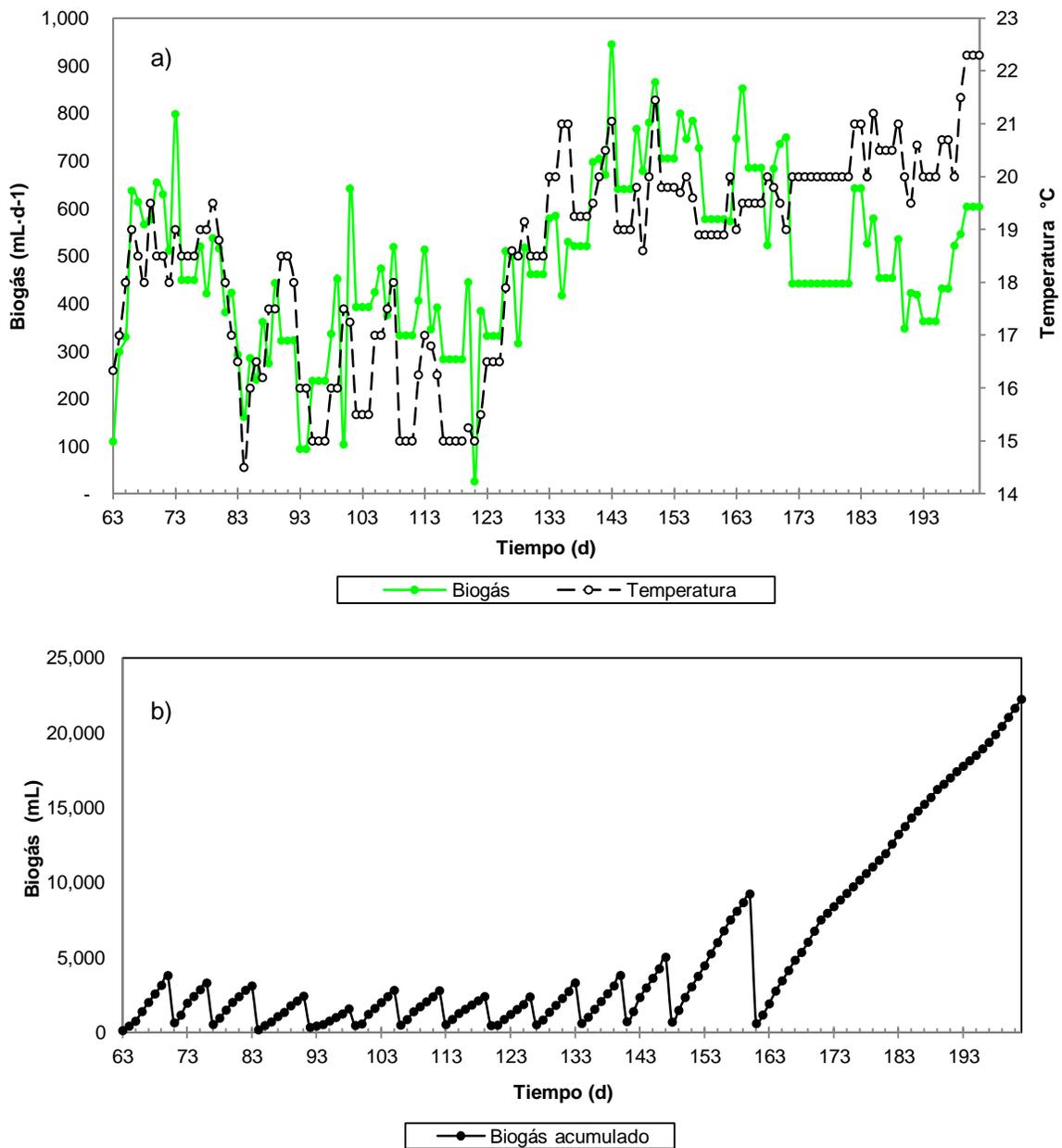


Figura 5.13 Producción de biogás en el digestor 2, 2^{da} etapa. (a) Producción de biogás diaria y temperatura; (b) producción de biogás acumulado durante el régimen semi continuo

En la Figura 5.13 se observa que la última carga del biogás acumulado creció más porque el tiempo de acumulación de biogás fue mayor respecto a las anteriores cargas y los microorganismos de la DA seguían produciendo biogás.

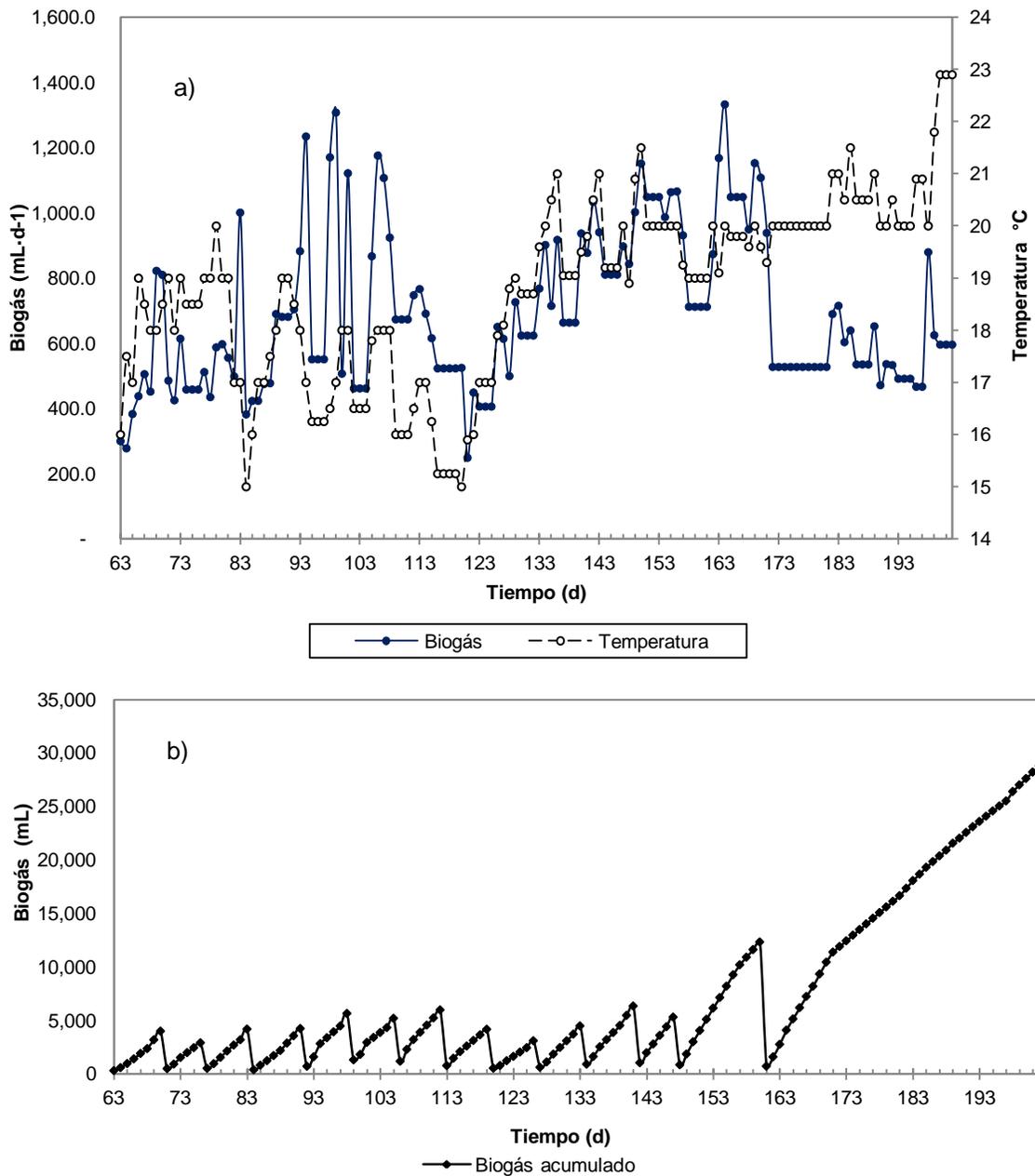


Figura 5.14 Producción de biogás acumulado en el digestor 3, 2^{da} etapa. (a) Producción de biogás diaria y temperatura; (b) producción de biogás acumulado durante el régimen semi continuo

En la Figura 5.14 se observa que la última carga del biogás acumulado creció más porque el tiempo de acumulación de biogás fue mayor respecto a las anteriores cargas y los microorganismos de la DA seguían produciendo biogás.

Tabla 5.8. Comparación de rendimiento de biogás, obtenidos de estiércol de vaca lechera bajo diferentes características de operación

Rendimiento de biogás	Descripción del reactor	T °C	Cov (kg STV/m ³ •d)	Características del sustrato	Referencia y región
0.101 m ³ biogás/kg STV alimentado, TPN 0.030 m ³ biogás/m ³ reactor-día, TPN 11.06 m ³ biogás/t sustrato, TPN	Escala laboratorio. Flujo pistón.	21	1.06	Estiércol de vaca. ST=15%, SVT=73%	Este trabajo digestor 1. Etapa de arranque
0.088 m ³ biogás/kg STV alimentado, TPN 0.036 m ³ biogás/m ³ reactor-día, TPN 9.71 m ³ biogás/t sustrato, TPN	TRH=42 d Una sola alimentación etapa de arranque sin mezcla	20	1.06	Estiércol de vaca. ST=15%, SVT=73%	Este trabajo digestor 2. Etapa de arranque
0.103 m ³ biogás/kg STV alimentado, TPN 0.061 m ³ biogás/m ³ reactor, TPN 11.32 m ³ biogás/t sustrato, TPN		20	1.38	Estiércol de vaca. ST=15%, SVT=73%	Este trabajo digestor 3. Etapa de arranque
0.089 m ³ biogás/kg STV alimentado, TPN 0.142 m ³ biogás/m ³ reactor-día, TPN 15.46 m ³ biogás/t sustrato, TPN	Escala laboratorio. Flujo pistón.	19	1.52	Estiércol de vaca. ST=22%, SVT=79%	Este trabajo digestor 1. Régimen semi continuo
0.077 m ³ biogás/kg STV alimentado, TPN 0.132 m ³ biogás/m ³ reactor-día, TPN 13.46 m ³ biogás/t sustrato, TPN	TRH=36 d Alimentación semanal sin mezcla	19	1.60	Estiércol de vaca. ST=22%, SVT=79%	Este trabajo digestor 2. Régimen semi continuo
0.119 m ³ biogás/kg STV alimentado, TPN 0.190 m ³ biogás/m ³ reactor-día, TPN 20.69 m ³ biogás/t sustrato, TPN		19	1.55	Estiércol de vaca. ST=22%, SVT=79%	Este trabajo digestor 3. Régimen semi continuo
0.252 m ³ biogás/m ³ reactor-día 19 m ³ biogás /t sustrato 0.714 m ³ biogás/UAE-día	Modelo basado en Chen. TRH=22 d. Remoción SV=25%	20	1.5	Estiércol de vaca	Harris (2012) Australia
0.150 m ³ biogás/m ³ reactor-día 40 m ³ biogás /t sustrato	Pequeña granja, flujo pistón. TRH=60 d. Mezcla 1 bovino : 3 agua	10-15		Estiércol de vaca	Sistema Biobolsa (2011) México

Tabla 5.8. (Continuación)

Rendimiento de biogás	Descripción del reactor	T °C	Cov (kg STV/m ³ *d)	Características del sustrato	Referencia y región
0.240 m ³ biogás/m ³ reactor-día 40 m ³ biogás /t sustrato	Pequeña granja, flujo pistón. TR=36 d. Mezcla 1 bovino : 3 agua	15-23			
				Estiércol de vaca	Sistema Biobolsa (2011) México
0.360 m ³ biogás/m ³ reactor-día 40 m ³ biogás /t sustrato	Pequeña granja, flujo pistón. TR=25 d. Mezcla 1 bovino : 3 agua	> 23			
0.322 m ³ biogás/kg STV alimentado 0.203 m ³ biogás/m ³ reactor-día 38.67 m ³ biogás /t sustrato	Pequeña granja. Volumen reactor 123 m ³ . Influyente < 1% ST	27.7	0.84	Estiércol de vaca	Vizquez (2009) Costa Rica
0.170 m ³ biogás/kg STV alimentado, 0.190 m ³ biogás/m ³ reactor-día, 54.8% CH ₄	TPN TPN Escala laboratorio. Volumen reactor 2 L. Remoción SV 14.88%	25	1.246	Estiércol de vaca. So=6.23%	Alvarez <i>et al.</i> , (2009) Bolivia
0.270m ³ biogás/kg STV alimentado 15.65 m ³ biogás /t sustrato	Escala laboratorio batch. TR=21 d	37		Estiércol de vaca. ST=7.30%, SVT=80%	Mc Donald (2007) Canadá
0.061 m ³ biogás/kg STV alimentado, 0.07 m ³ biogás/m ³ reactor-día, 7.778 m ³ biogás/t sustrato, 56% CH ₄	TPN TPN TPN Escala laboratorio. Volumen reactor 2 L	11	1.29		
0.107 m ³ biogás/kg STV alimentado, 0.312 m ³ biogás/m ³ reactor-día, 13.84 m ³ biogás/t sustrato, 46% CH ₄	TPN TPN TPN Escala laboratorio. Volumen reactor 2 L	35	3.23	Estiércol de vaca. ST=15.6%, SVT=82.8%	Alvarez <i>et al.</i> , (2006) Bolivia
0.222 m ³ biogás/kg STV alimentado, 27.78 m ³ biogás /t sustrato, 0.1 m ³ biogás/m ³ reactor-día, 61% CH ₄	TPN TPN TPN	35	0.52		

Tabla 5.8. (Continuación)

Rendimiento de biogás	Descripción del reactor	T °C	Cov (kg STV/m ³ *d)	Características del sustrato	Referencia y región
1.370 m ³ biogás/m ³ reactor-día	Escala laboratorio. Flujo pistón	25		Estiércol de vaca	Duque <i>et al.</i> , (2006) Colombia
0.26-0.28 m ³ CH ₄ /kg STV alimentado 0.84-0.94 m ³ CH ₄ /m ³ reactor	Escala laboratorio. TR=16.2 d. Diferentes modos de mezclado		2	Estiércol de vaca. ST=5%	
0.19 m ³ CH ₄ /kg STV alimentado 0.92 m ³ CH ₄ /m ³ reactor	Sin mezcla			Estiércol de vaca. ST=10%	
0.21-0.24 m ³ CH ₄ /kg STV alimentado 1.07-1.2 m ³ CH ₄ /m ³ reactor	Mezclado (biogás, aspas)	35			Karim <i>et al.</i> , (2005) EE. UU.
0.15 m ³ CH ₄ /kg STV alimentado 1.13 m ³ CH ₄ /m ³ reactor	Sin mezcla		3.24		
0.17 m ³ CH ₄ /kg STV alimentado 1.25 m ³ CH ₄ /m ³ reactor	Mezclado con aspas			Estiércol de vaca. ST=15%	
0.23 m ³ CH ₄ /kg STV alimentado 1.64 m ³ CH ₄ /m ³ reactor	Mezclado con biogás				
0.23 m ³ CH ₄ /kg STV alimentado 1.08 m ³ biogás/m ³ reactor-día 37.11 m ³ biogás /t sustrato 2.20 m ³ biogás/UAE-día	Grande granja. Volumen reactor 1120.44 m ³ Flujo pistón. TR = 34 d	36	2.83	Estiércol de vaca. ST = 11.3%	Martin (2004) EE. UU.
0.246 m ³ biogás/kg STV alimentado 20.3 m ³ biogás /t sustrato 1.06 m ³ biogás/ UAE-día	Escala laboratorio batch. TR=100 d Bo/Bu=0.32 Biodegradable	35		Estiércol de vaca. ST=10.3%, SVT=80%	Møller <i>et al.</i> , (2004) Dinamarca
0.40 m ³ biogás /kg SV (teórico)				Estiércol de vaca fresco	Kaparaju y Rintala (2003) Finlandia

5.2.3 Transformación de la materia orgánica

5.2.3.1. Primera etapa (arranque)

Las características de sólidos en el influente y efluente en los digestores 1, 2 y 3 se muestran en la Tabla 5.9. Se observa que en el reactor 1 y 2 en lugar de tener reducción en la concentración de sólidos, hubo un aumento en todos los sólidos, por ejemplo los sólidos totales aumentaron en un 46% y 92% en el digestor D1 y D2 respectivamente. En el reactor D3 se tiene una remoción de sólidos totales del 22%, de sólidos totales volátiles de 25% y sólidos totales fijos del 13%.

Tabla 5.9. Concentración de sólidos en el influente y efluente de digestores en el arranque

	ST (g/L)	STV (g/L)	STF (g/L)	SST (g/L)	SSV (g/L)	SSF (g/L)	SDT (g/L)
Influente 1	19.9	14.4	5.5	14.8	10.6	2.0	5.0
Influente 2	24.1	17.2	6.9	16.0	13.0	3.9	8.1
Influente 3	32.8	24.9	7.9	18.4	14.4	3.9	14.4
Digestor 1	29.0	17.5	11.6	19.9	13.9	6.0	8.9
Digestor 2	46.1	33.0	13.1	39.4	27.2	12.2	7.4
Digestor 3	25.5	18.6	6.9	18.4	13.1	5.3	7.1

Este aumento en la materia orgánica se debió a la forma de tomar la muestra del efluente, porque las muestras se tomaron desde el fondo del reactor, lo que ocasionó la salida del material sedimentado. Por lo que se decidió en las siguientes muestras del proceso semicontinuo de efluente tomarlo desde una válvula que se encuentra a una altura de 9 cm de un total de 12.5 cm de alto para evitar el acarreo de lodos del digestor. También pudo haber influenciado problemas en el arranque y hermeticidad en los digestores D1 y D2.

5.2.3.2. Segunda etapa régimen semicontinuo

En la etapa estable la DQO tuvo una remoción del 26%, 24% y 43% en los digestores D1, D2 y D3 respectivamente. Los ST disminuyeron de 11%, 6% y 10% en D1, D2, y D3 respectivamente, los STV aumentaron de 0.3% a 3%, y STF disminuyeron en D1, D2, y D3 38%, 28% y 34% respectivamente. Respecto a los SST, SSV, SSF hubo remoción de 16 al 50%, y en SDT aumentaron hasta 483%; los valores se presentan en la Tabla 5.10.

Las posibles causas de baja remoción en ST, STF y aumento en STV, pudo ser que el digestor no era homogéneo en su contenido (no estaba mezclado), por lo tanto podía haber acumulación de materia por sedimentación. Eso hace que las eficiencias de remoción no sean representativas.

Durante la degradación anaerobia las bacterias digieren los sólidos disueltos en el estiércol líquido e hidrolizan los sólidos suspendidos a sólidos disueltos (Møller *et al.*, 2002). El aumento de SDT y disminución de SST, indique probablemente como los sólidos disueltos fueron transformados a biogás a una velocidad más lenta que las grandes partículas fueron transformados a pequeñas partículas (hidrólisis).

La conductividad aumentó en un 73%, 90% y 68% en los digestores D1, D2 y D3 respectivamente. El incremento en la conductividad está asociado al aumento de la alcalinidad.

Tabla 5.10. Promedio de influente y efluente para digestores 1, 2 y 3

	Promedio Influyente	Promedio Efluente D1	Promedio Efluente D2	Promedio Efluente D3	Porcentaje Remoción D1	Porcentaje Remoción D2	Porcentaje Remoción D3
DQO (g/L)	34.0 ± 12.3	24.7 ± 6.5	25.8 ± 7.2	19.4 ± 5.3	26%	24%	43%
ST (g/L)	69.6 ± 31.2	62.1 ± 3.0	65.6 ± 6.2	63.0 ± 2.4	11%	6%	10%
STV (g/L)	49.2 ± 12.6	49.4 ± 2.2	50.8 ± 4.5	49.5 ± 2.1	0.3%+	3%+	1%+
STF (g/L)	20.4 ± 21.4	12.7 ± 1.3	14.8 ± 2.2	13.5 ± 1.1	38%	28%	34%
SST (g/L)	46.0	29.3 ± 5.3	35.3 ± 7.3	34.2 ± 9.3	36%	23%	26%
SSV (g/L)	37.6	25.6 ± 4.6	31.7 ± 7.2	30.3 ± 8.0	32%	16%	20%
SSF (g/L)	8.3	3.7 ± 1.0	3.6 ± 1.8	3.9 ± 1.4	55%	57%	53%
SDT (g/L)	4.0	23.1 ± 5.3	9.4 ± 8.8	7.7 ± 8.7	483%+	136%+	94%+
SDT (g/L) a partir de la conductividad	1.6 ± 0.50	2.8 ± 0.30	3.1 ± 0.34	2.7 ± 0.28	72%+	90%+	68%+
Conductividad (mS/cm)	3.3 ± 0.99	5.6 ± 0.60	6.2 ± 0.67	5.5 ± 0.55	73%+	90%+	68%+

+ denota un incremento en la concentración del influente en relación al efluente

Existen en la literatura varios estudios que reportan un aumento en la conductividad en el efluente de los digestores, lo cual concuerda con los resultados de este trabajo. Kythreotou et al., (2007) reportan un aumento del 95% respecto al influente, con un valor de 5.29 mS/cm en el efluente de aguas residuales de cervecaría, en su trabajo Puerta et al., (2010) muestran valores de conductividad después de la DA de 5.9 mmhos/cm y antes de la DA de 3.1 mmhos/cm en en estiércol de vaca.

La conductividad es una medida de la capacidad de una solución acuosa de conducir corriente eléctrica, esta habilidad depende del número de iones presentes en ella. En la DA la concentración de iones depende principalmente de la concentración de AGV, carbonato/bicarbonato. Entonces la medición de concentración de iones, que se calcula por medio de la conductividad eléctrica, podría permitir estimar la concentración de AGV, carbonato/bicarbonato.

Algunas investigaciones han demostrado que la conductividad eléctrica puede ser usada para monitorear bioprocesos con el fin de estimar la producción de espuma, el crecimiento de biomasa, asimilación del nitrógeno durante la fermentación alcohólica y últimamente monitorear en línea la concentración de AGV, bicarbonato y alcalinidad durante la DA (Aceves-Lara et al., 2012).

5.3 Factibilidad técnica

A continuación se presenta el diseño y la descripción de los diversos componentes que conforman el sistema de DA para obtener energía eléctrica y calorífica. Con base a los datos de la Tabla 5.11 se plantea el sistema.

Tabla 5.11. Bases de diseño de digestor y aprovechamiento de biogás

Parámetro	Unidad	Valor
Animales en UAE	UAE	76.0
Estiércol /UAE	kg /(UAE-d)	31.1
Densidad	(kg/m ³)	830.0
Estiércol por día	ton/d	2.4
Estiércol por día	m ³ /d	2.8
Porcentaje de sólidos totales	%	20
Sólidos totales por día	kg ST/d	626.5
Porcentaje de sólidos volátiles	%	79
Sólidos totales volátiles por día	kg STV/d	494.9
Concentración de sólidos volátiles en el influente	Kg STV/m ³	83.85
Factor de dilución con agua (fd)		1.5
Temperatura de operación	°C	35
Tiempo residencia hidráulico (TRH)	D	26
Poder calorífico de gas LP	MJ/kg	48
Poder calorífico de biogás	MJ/m ³	20
Consumo de gas LP promedio	L/mes	862

5.3.1 Diseño del sistema degradación anaerobia

1. Recolección de estiércol

Las formas de recoger el estiércol y almacenarlo son en forma líquida, lodosa, semisólida o sólida. Para el caso de estudio como se mostró en la Figura 4.4 la recolección es de forma semisólida. El estiércol semisólido contiene de 10 a 20% de sólidos totales, su recolección es a través de la pala del tractor, no se adiciona agua y se depositará en el tanque de preparación. Para un mejor aprovechamiento del estiércol como productor de biogás, no se debe almacenar más de una semana antes de que ingrese al digestor.

2. Tanque de preparación

Es el tanque donde se mezcla la proporción adecuada de excretas y agua y se homogeniza antes de su introducción al digestor. Para calcular el volumen se usa la ecuación 5.1.

$$V = \text{Sustrato} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{día}} \right) \times \text{Tiempo almacenamiento} \times fs = \left(2.8 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right) (5 \text{ d})(1.2) = 17.1 \text{ m}^3 \quad (5.1)$$

donde

fs = factor de seguridad para incrementar el tanque de preparación

El tanque propuesto sobre la superficie es un tanque cilíndrico de material de hormigón, con mezclador de tanque de alimentación. Las dimensiones son: Diámetro = 4 m; Altura = 1.36 m

Agitador

Se instalará un agitador para el mezclado del sustrato con el agua con un periodo de trabajo de $t_{BRR} = 10$ minutos por alimentación al día. Las características del agitador son diámetro exterior $D_{BRR}=0.5$ m, Número de Newton $Ne_{BRR} = 0.5$, revoluciones $N_{BRR}= 120$ rpm. La capacidad de agitador se obtiene de la ecuación 5.2 (Deublein y Steinhauser, 2008).

$$P_{BRR} = 1.3 \times Ne_{BRR} \times \rho \times N_{BRR}^3 \times D_{BRR}^5 = 1.3 \times 0.5 \times 1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times \left(\frac{120\pi}{30}\right)^3 \times 0.5^5 \text{m}^5 = 40 \text{ kW} \quad (5.2)$$

El consumo de energía de agitador por día según la ecuación 5.3 es:

$$P_{BRR\text{tot}} = P_{BRR} \times t_{BRR} = 40 \text{ kW} \times \frac{10\text{min}}{\text{día alimentación}} = 6.7 \text{ kWh por día} \quad (5.3)$$

Bomba

Se estima se consumirán 2 kWh para bombear aproximadamente 4 m³ de agua residual de CEPISA hasta el tanque de preparación. Las condiciones del terreno de bombeo son 65 m de distancia en la horizontal con 5% de pendiente. Además se suponen 2 kWh para bombear el efluente como riego.

3. Digestor

Son dos digestores tipo flujo pistón. El material sería geomembrana de PVC, la razón para ello es su mayor grosor y por tanto mayor resistencia ante pinchazos o golpes y su mayor durabilidad. Para calcular el volumen del reactor se sustituyen los datos de la Tabla 5.11 en las ecuaciones 5.4, 5.5 y 5.6

$$\text{Agua} = fd * \text{sustrato} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) = 4.27 \text{ m}^3 \quad (5.4)$$

$$Q = \text{Agua} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) + \text{sustrato} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) = 4.27 + 2.85 = 7.12 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \quad (5.5)$$

$$V_{\text{líquido}} = Q \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \times \text{TRH}(\text{d}) \times fs = 7.12 \times 26 \times 1.22 = 225 \text{ m}^3 \quad (5.6)$$

El líquido debe ocupar el 80% del volumen total del digestor. Así el 20% lo ocupará el biogás generado (ecuación 5.7)

$$V_{\text{total}} (\text{m}^3) = \frac{V_{\text{líquido}} (\text{m}^3)}{0.8} = \frac{225}{0.8} = 281 \text{ m}^3 \quad (5.7)$$

Las dimensiones del digestor se calculan de la siguiente manera (ecuación 5.8):

$$V (\text{m}^3) = \frac{\pi D^2}{4} \times \text{Largo} = \frac{\pi(3 \text{ m})^2}{4} \times 20 \text{ m} = 141 \text{ m}^3 \times 2 \text{ digestores} = 283 \text{ m}^3 \quad (5.8)$$

Diámetro= 3 m; Largo= 20 m para cada digestor. Se debe sumar 1 m a la longitud obtenida con el cálculo anterior, ya que se necesita un trozo de manga extra para poder hacer la instalación de los tubos de entrada y salida.

3.1. Calentamiento del sustrato

Una parte del calor producido en el cogenerador es usado para mantener la temperatura en el digestor calentando el sustrato fresco y compensar la pérdida de energía a través de la transferencia. Este último depende del aislamiento del digestor y la temperatura afuera del digestor, como regla de oro es 30% de la energía requerida para calentar el sustrato (DGS, 2004). Para disminuir la variación de temperatura se propone construir el digestor bajo el nivel del suelo dado que la temperatura del suelo a un metro de profundidad es prácticamente constante (Ruiz, 2010). La cantidad de calor requerido para mantener la temperatura en el digestor se calcula según se ilustra en la ecuación 5.9 (DGS, 2004).

$$\text{Calor} = \text{Masa del sustrato} \times \text{Calor específico} \times (T \text{ sustrato calentado} - T \text{ sustrato fresco}) \times 130\% \quad (5.9)$$

donde:

$$\text{masa del sustrato} = \text{masa del agua diluida} + \text{sustrato} = 4272 \text{ kg} + 2364 \text{ kg} = 6,635 \text{ kg}$$

Substituyendo

$$\text{Calor} = 5781 \left(\frac{\text{kg}}{\text{día}} \right) \times 4.2 \left(\frac{\text{kJ}}{\text{kg} \cdot ^\circ\text{C}} \right) \times (35 \text{ } ^\circ\text{C} - 19 \text{ } ^\circ\text{C}) \times 1.30 = 580 \text{ MJ/día}$$

3.2. Producción de biogás

La producción de biogás se hizo a partir de la carga orgánica volumétrica obtenida en las pruebas de laboratorio del digestor 3, y al ajuste de este parámetro de diseño considerando un aumento de temperatura.

Se utilizó la ecuación de van't Hoff-Arrhenius para pronosticar el rendimiento de la reacción biológica a la temperatura de 35 °C en función del rendimiento a la temperatura de laboratorio (19 °C). Esta relación se presenta en la ecuación 5.10 (Safley, 1990):

$$k_2 = k_1 e^{\left(\frac{E(T_2 - T_1)}{RT_1 T_2} \right)} \quad (5.10)$$

donde:

k_1 = constante de velocidad de reacción a temperatura T_1

k_2 = constante de velocidad de reacción a temperatura T_2

E = constante de energía de activación (cal/mol)

R = constante de gases ideales (1.987 cal /° K mol)

T_1, T_2 , = temperatura (K).

Bajo las siguientes condiciones: $S_o \leq 100 \text{ kg SV/m}^3$, $TRH \geq 20$ días, para mantener una determinada producción de biogás se supondrá que se cumple con lo siguiente (Safley, 1990):

$$\frac{CO_{v2}}{CO_{v1}} = \frac{k_2}{k_1} \quad (5.11)$$

donde:

$CO_{v1} = 1.55 \text{ (kg SV/m}^3 \text{ día)}$ experimental del digestor 3 a temperatura de 19 °C

CO_{v2} = es la carga orgánica volumétrica a la temperatura de 35 °C (kg SV/m³ día)

El valor de la cantidad $E/(R \times T_1 \times T_2)$ es designado por p . Se considera un valor de p igual a 0.0458 para prevenir que el digestor se estrese por una alta carga orgánica volumétrica que ocasione una concentración de ácidos volátiles totales mayor a 2 kg/m³ en el digestor (Hashimoto, 1982).

Se relaciona la ecuación 5.11 a la ecuación 5.10 y reordenando conduce a la ecuación 5.12:

$$\frac{CO_{v2}}{CO_{v1}} = e^{p(T_2-T_1)} \quad (5.12)$$

Despejando la CO_{v2}

$$CO_{v2} = CO_{v1} e^{p(T_2-T_1)}$$

Substituyendo

$$CO_{v2} = 3.22 = 1.55e^{0.045(35-19)}$$

Una vez que se obtuvo la carga orgánica a 35 °C, se calcula la tasa de producción de metano usando el siguiente modelo cinético propuesto por Hashimoto (1982):

$$\gamma_v = (B_o CO_{v2}) \left(1 - \frac{K}{\mu_m TRH - 1 + K} \right) \quad (5.13)$$

donde:

γ_v = es la tasa de producción de metano ($m^3 CH_4/m^3$ reactor•día)

B_o = rendimiento último de metano ($m^3 CH_4/kg$ SV alimentado) cuando el TRH tiende a infinito

S_o = concentración en el influente de SV (kg/m^3)

TRH= tiempo de retención hidráulico (días)

μ_m = máxima tasa de crecimiento específica de microorganismos ($día^{-1}$)

K = parámetro cinético adimensional

El rendimiento último de metano ($m^3 CH_4/kg$ SV alimentado) se ve afectado por varios factores, incluyendo (Møller, 2004):

1. la especie, raza y etapa de crecimiento de los animales,
2. alimentación
3. cantidad y tipo de material de cama
4. proceso de degradación durante pre-almacenamiento.

El valor de $B_o = 0.150 m^3 CH_4/kg$ SV-alimentado corresponde a estiércol de ganado bovino, con una alimentación de 22.6% concentrado, 77% forraje y 0.4% minerales. Cabe mencionar que es semejante la proporción de tipo de alimento en CEPIPSA a la alimentación de ganado bovino reportado por Møller (2004) para obtener B_o . La alimentación del ganado bovino en CEPIPSA es 66% forraje, 34% concentrado (avena).

La máxima tasa de crecimiento de microorganismos es descrita por la ecuación 5.14. Donde T es la temperatura entre 20 y 60 °C. Temperaturas arriba de 60 °C causan una fuerte disminución.

$$\mu_m = 0.013 T - 0.129 \quad (5.14)$$

La constante cinética para digestión de estiércol de ganado se calcula por:

$$K = 0.8 + 0.0016 e^{0.06S_o} \quad (5.15)$$

Substituyendo los datos en la ecuación 5.13, 5.14 y 5.15 se tiene

$B_o = 0.150 m^3 CH_4/kg$ SV-alimentado

$S_o = 83.85 kg$ SV/ m^3

TRH= 26 días

$\mu_m = 0.326 \text{ días}^{-1}$

$K = 1.044$ adimensional

$$\gamma_v = 0.424 \frac{\text{m}^3\text{CH}_4}{\text{m}^3\text{reactor} - \text{día}} = (0.150 \times 3.22) \left(1 - \frac{1.044}{0.326 \times 26 - 1 + 1.044} \right)$$

El resultado de la tasa de volumen de metano se convierte a biogás considerando un 60% de metano y se hace la corrección a temperatura y presión estándar (0 °C y 760 mm Hg).

$$\gamma_v = 0.509 \frac{\text{m}^3 \text{ biogás TPN}}{\text{m}^3\text{reactor} - \text{día}}$$

Teniendo en cuenta que el volumen de llenado de los dos digestores asciende a 226 m³, la producción de biogás diaria es:

$$\text{Producción de biogás} = 0.509 \frac{\text{m}^3 \text{ biogás TPN}}{\text{m}^3\text{reactor}-\text{día}} \times 226 \text{ m}^3\text{reactor} = 115 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$$

4. Tanque de lodo digerido

El material sería geomembrana de PVC con forma geométrica tipo laguna. El tiempo de almacenamiento del efluente digerido es de un mes y medio y se calcula su volumen de acuerdo a la ecuación 5.16 (DGS, 2004).

$$V_{\text{almacenamiento}} = Q \left(\frac{\text{m}^3}{\text{año}} \right) \times \frac{\text{Tiempo almacenamiento(meses)}}{12} - V_{\text{digestor}} \quad (5.16)$$

$$V_{\text{almacenamiento}} = 2287 \times 0.125 - 226 = 60 \text{ m}^3$$

5. Almacenamiento de biogás

Se plantea una capacidad para almacenar el biogás 1.61 mayor respecto a la producción diaria, ya que el motogenerador propuesto es de una mayor capacidad, y también por los días que no se utilizaría el biogás (ecuación 5.17).

$$\text{Almacenamiento biogás} = \text{Producción de biogás} \times 1.61 = 115 \times 1.61 = 185 \text{ m}^3 \quad (5.17)$$

Se tendría una bolsa de almacenamiento de biogás por cada digestor con una longitud de 20 m de largo y diámetro de 1.8 m. Dando como resultado una capacidad de almacenamiento de 102 m³. El biogás de cada gasómetro se combina y es transportado por presión al filtro de H₂S. El biogás filtrado se almacena a continuación en una bolsa de 83 m³ de almacenamiento de biogás.

6. Tratamiento de biogás

Se elimina principalmente las trazas de sulfuro de hidrógeno y humedad para el uso que se daría al biogás. El método propuesto de remoción de humedad es por condensación en la tubería equipado con trampas de condensado en su punto más bajo.

El método propuesto para remoción de ácido sulfhídrico es a través de oxidación con óxido de hierro. Se consideran los criterios de la Tabla 5.12 para el diseño del sistema.

Tabla 5.12. Guía de diseño de parámetros para remoción de H₂S con óxido de hierro (Fuente: adaptado de McKinsey, 2003)

Flujo de gas	El biogás se introduce en la parte inferior de la torre a baja presión
Tiempo de residencia de biogás	Se recomienda un tiempo de residencia mayor de 60 segundos, se calcula usando el volumen del filtro vacío y el flujo total del biogás
Temperatura	La temperatura debe mantenerse entre 18 °C y 46 °C con el fin de mejorar la cinética de la reacción sin la desecación de los medios de comunicación
Altura de torre	Se recomienda una estimación conservadora de 1.2 a 3 metros
Velocidad superficial de gas	El rango óptimo para la velocidad lineal se reporta de 0.6 a 3 m/minuto
Contenido de humedad	Con el fin de mantener la actividad, es necesario 40% de humedad más o menos 15%.
pH	Se sugiere 16 kg de carbonato de sodio por m ³ de viruta de hierro inicialmente para asegurar un ambiente alcalino.

Considerando el tiempo de residencia de biogás, el filtro consiste en dos tramos de tubo de PVC hidráulico de 8" y 1 m de longitud en serie lleno de virutas de hierro oxidado. A ambos extremos de los tubos se colocan reducciones para que continúe el biogás tratado. En un extremo las reducciones irán pegadas con pegamento de PVC pero en el otro se coloca pasta que sella pero no pega, de modo que se podrán retirar las virutas usadas y sustituirlas.

Para regenerar las virutas simplemente se deben remojar y luego dejar a la intemperie. Con 3 o 4 días las virutas estarán suficientemente oxidadas. Una vez regenerado el azufre elemental formado permanece en la superficie y bloquea la actividad del óxido de hierro, restringiendo el número de ciclos que se pueden utilizar. Se estima una regeneración de óxido de hierro de máximo tres veces. Al conseguir las virutas, siempre es mejor que sean pequeñas y cortas, porque si son muy largas y estrechas, cabrá una menor cantidad en el filtro y no eliminará tanto ácido. Las virutas son muy fáciles de obtener en cualquier taller que trabaje con hierro y tenga un torno (Ruiz, 2010).

Las ventajas de utilizar óxido de hierro incluyen un funcionamiento sencillo, eficaz y económico, aunque las desventajas son un flujo continuo de óxido de hierro como desecho, el cual se puede convertir en un problema para la disposición adecuada. El proceso de cambio de las virutas es un trabajo intensivo y puede ser problemático si el calor no se disipa durante la regeneración (McKinsey, 2003).

7. Utilización del biogás

Se proponen dos opciones para utilizar el biogás: sustituir el gas LP y generar energía eléctrica.

7.1. Sustituto de gas LP

La producción de biogás sería de 115 m³/día y con una concentración de metano arriba del 50%, el biogás podría usarse como combustible, reemplazando el gas LP. Para determinar la capacidad de sustituir el gas LP por biogás primero se convierte la demanda en litros de gas LP a kilogramos, luego se hace la comparación de ambos gases por el contenido energético.

Conversión de litros a kilogramos de gas LP

$$\text{Consumo de gas LP} = 862 \frac{\text{L}}{\text{mes}} \times 0.540 \frac{\text{kg}}{\text{L}} = 465.48 \frac{\text{kg}}{\text{mes}}$$

donde:

Consumo promedio de gas LP en CEPIPSA = 862 L/mes

Densidad relativa del gas LP (agua =1) = 0.540 kg/L

Con el peso y poder calorífico de gas LP y datos del biogás, se calcula de manera energética lo que podría proveer el biogás en lugar de gas LP.

Aporte energético del biogás

Volumen de biogás = 3,444 m³/mes

Poder calorífico del biogás = 20 MJ/m³

$$\text{Aporte de energía del biogás anual} = \left(20 \frac{\text{MJ}}{\text{m}^3}\right) \left(3,444 \frac{\text{m}^3 \text{biogás}}{\text{mes}}\right) \left(12 \frac{\text{mes}}{\text{año}}\right) = 826 \frac{\text{GJ}}{\text{anual}}$$

Demanda energética del gas LP

Consumo de gas LP = 465.5 kg/mes

Poder calorífico del gas LP = 48 MJ/kg

$$\text{Demanda de energía del gas LP anual} = \left(465.5 \frac{\text{kg}}{\text{mes}}\right) \left(48 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}}\right) \left(12 \frac{\text{mes}}{\text{año}}\right) = 268.12 \frac{\text{GJ}}{\text{anual}}$$

Remanente de energía

$$(826-268) \frac{\text{GJ}}{\text{anual}} = 558.5 \frac{\text{GJ}}{\text{anual}} = 46.55 \frac{\text{GJ}}{\text{mes}}$$

Se observa que es mayor la energía contenida en el biogás, que la demanda energética del gas LP, por lo tanto el biogás podría sustituir al 100% el consumo de gas LP y aún se tendría 68% de de la producción diaria de biogás como remanente, el cual puede servir para producir energía eléctrica.

7.2. Generación de energía eléctrica y recuperación de calor

Una de las aplicaciones propuestas es instalar un motogenerador que funcione con biogás y así proveer parcialmente la demanda de energía eléctrica en CEPIPSA. El 68% de biogás que queda después de utilizarlo como sustituto de gas LP sería:

$$\text{Producción de biogás restante} = 115 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 0.68 = 77.6 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} = 0.00089787 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \quad (5.18)$$

Para obtener la potencia se usa la ecuación 5.18

$$\text{Potencia} = \text{Producción de biogás} \left(\frac{\text{m}^3 \text{biogás}}{\text{s}}\right) \times \text{Poder calorífico biogás} \left(\frac{\text{MJ}}{\text{m}^3}\right)$$

$$\text{Potencia} = 0.0009 \times 20 = 0.018 \text{ MJ/s} = 17.96 \text{ kJ/s} = 17.96 \text{ kW}$$

La eficiencia de un motogenerador está alrededor de 35%. El resto es energía que se pierde, principalmente en forma de calor disipado, por lo tanto se tendría:

$$17.96 \text{ kW} \times (0.35) = 6.29 \text{ kW}$$

Considerando el factor de potencia, se obtendría una pérdida del 20%

$$6.29 \text{ kW} \times (0.80) = 5.03 \text{ kW}_e$$

El motogenerador tendría una potencia nominal de 5.03 kW. Es muy pequeño, implica mantener operando el motogenerador las 24 horas del día. Por ende se considera un motogenerador en el mercado de 14 kW de potencia nominal con sistema de recuperación de calor lo que lo convierte en un cogenerador. Las características del motogenerador están en el anexo 3.

La presión en las bolsas de almacenamiento de biogás es baja con rangos de 5 a 500 Pa (0.05-5 mbar). El motogenerador requiere una presión de gas de entrada en un intervalo de 1 a 5.5 kPa. Para elevar la presión del biogás se utilizará un **soplador** de 0.29 hp, el cual funciona el mismo tiempo de trabajo que el cogenerador.

Considerando la eficiencia eléctrica de 35% del cogenerador de 14 kW, el consumo de biogás por hora se determina de la siguiente forma:

$$\begin{aligned} \text{Potencia} &= \frac{14 \text{ kW}}{0.35} = 40 \text{ kW} \\ \text{biogás por hora} &= \frac{\text{Potencia}}{\text{Poder Calorífico}} = \frac{40 \frac{\text{kJ}}{\text{s}}}{20000 \frac{\text{kJ}}{\text{m}^3}} = 0.002 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} = 7.2 \frac{\text{m}^3}{\text{hora}} \end{aligned} \quad (5.19)$$

Si quedaran 77.6 m³ biogás/día, las horas que funcionaría el motogenerador son:

$$\frac{77.6 \left(\frac{\text{m}^3 \text{ biogás}}{\text{día}} \right)}{7.2 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{hora}} \right)} = 10.8 \frac{\text{hora}}{\text{día}}$$

La capacidad de energía eléctrica producida se determina con la ecuación 5.20

$$\frac{\text{horas funcionando motogenerador}}{\text{día}} \times \text{Potencia nominal motogenerador} \times \text{Factor de potencia} \quad (5.20)$$

Substituyendo

$$\text{Energía eléctrica producida} = \left(10.8 \frac{\text{hora}}{\text{día}} \right) (14 \text{ kW}) (0.8) = 121 \frac{\text{kWh}}{\text{día}}$$

La energía eléctrica (kWh) disponible es la resta de la producida menos el consumo de los equipos en la planta de degradación anaerobia (ver tabla 5.13)

$$\text{Energía eléctrica disponible kWh} = \text{Producción kWh} - \text{Consumo kWh en planta} \quad (5.21)$$

Sustituyendo

$$\text{Energía eléctrica disponible} = 121 \frac{\text{kWh}}{\text{día}} - 13 \frac{\text{kWh}}{\text{día}} = 108 \frac{\text{kWh}}{\text{día}}$$

La energía eléctrica producida diaria sería de 108 kWh, representando el 49% de la energía eléctrica demandada, teniendo en cuenta que se consume en promedio 221 kWh.

Recuperación de calor

Las siguientes fórmulas son utilizadas para el dimensionamiento de los componentes de calentamiento (ecuación 5.22, 5.23 y 5.24) (DGS, 2004):

$$\text{Entrada térmica cogenerador (kW}_t\text{)} = \frac{\text{Capacidad del cogenerador (kW}_e\text{)}}{\text{Eficiencia eléctrica}} = \frac{14}{0.35} = 40 \text{ kW}_t \quad (5.22)$$

En promedio las unidades de cogeneración para digestores en granja, tiene una η (eficiencia) térmica cerca de 50%.

$$\text{Salida térmica cogenerador (kW}_t\text{)} = \text{Entrada térmica (kW}_t\text{)} \times \eta \text{ térmica} \quad (5.23)$$

$$\text{Salida térmica cogenerador} = 40 \times 50\% = 20 \text{ kW}_t$$

$$\text{Producción calor cogenerador} = \frac{\text{Salida térmica}}{\text{cogenerador}} \times \frac{\text{horas de operación}}{\text{de cogenerador}} \quad (5.24)$$

Sustituyendo

$$\text{Producción calor cogenerador} = 20 \text{ kW}_t \times 10.8 \text{ h/d} = 215 \text{ kWh/día} = 775.8 \text{ MJ/día}$$

El calor residual es el calor que todavía queda cuando la demanda de calor del digestor se resta de la producción total de calor del cogenerador (ecuación 5.25)

$$\text{Calor residual} = \text{Producción de calor de cogeneración} - \text{Demanda de calor del digestor} \quad (5.25)$$

$$\text{Calor residual} = 776 \frac{\text{MJ}}{\text{día}} - 580 \frac{\text{MJ}}{\text{día}} = 196 \frac{\text{MJ}}{\text{día}}$$

En la Tabla 5.13 se presenta el balance de energía de la planta de DA, se observa que el 11% de la energía eléctrica producida se consume en los equipos mecánicos de la planta de DA; la cogeneración es importante ya que constituye el 40% de la energía producida, sirve para calentar el sustrato y mantener el digestor en temperatura mesofílica, lo cual implica mejor rendimiento en la producción específica de biogás y beneficio económico.

Tabla 5.13. Balance de energía en planta de DA

Producido		-	Consumido en la planta	=	Disponible/Calor residual
Energía eléctrica (kWh/día)	Electricidad producida día	121	Agitador	7	121-13=108
			Bomba	4	
			Soplador	2	
			Total consumo de potencia	13	
Energía calorífica (MJ/día)	Producción de calor de cogeneración	776	Calor para calentar del sustrato	505	776-580=196
	Calor para reemplazar gas LP	745	Demanda de calor a través del gas LP	745	0

El resumen de los equipos que componen la planta de degradación anaerobia se presenta en la Tabla 5.14.

Tabla 5.14 Resumen de los equipos de la planta de DA

Equipo	Descripción	Capacidad
Tanque de preparación	Tanque cilíndrico de hormigón. Con dimensiones de: diámetro = 4 m y altura = 1.35 m	17 m ³
Dos digestores	Digestores tipo flujo pistón de geomembrana de PVC. Las dimensiones para cada digestor son: diámetro = 3 m y longitud = 20 m	141.4 m ³ 141.4 m ³ Total 283 m ³
	Gasómetros de geomembrana de polietileno reforzado de baja densidad. Las dimensiones son: — Dos gasómetros (uno para cada digestor) de diámetro = 1.8 m y longitud = 20 m — Un gasómetro (biogás combinado) de diámetro = 2.3 m y 20 m de longitud	51 m ³ 51 m ³ 83 m ³ Total 185 m ³
Tanque de efluente	Laguna de geomembrana de PVC de 6 m largo por 5 m de ancho por 2 m de profundidad	60 m ³
Cogenerador	Marca "MiracleGen" con sistema de recuperación de calor a través de funda de agua y escape de gas	14 kWh

La ubicación de la propuesta de la planta de DA se ilustra en la Figura 5.15. El espacio que ocupa apenas representa el 2.4% del total del terreno de CEIPSA. Se aprovechará la pendiente del lugar para transportar el fluido por gravedad. Sin embargo, inicialmente el agua será bombeada desde el registro de agua residual de los corrales de ganado bovino hacia el tanque de preparación.



Figura 5.15 Imagen de CEIPSA en donde se indica la propuesta de la Planta de Degradación Anaerobia

donde:

■ Superficie total de CEIPSA 3.37 ha; ■ Área para planta de DA de 800 m²; ■ Cuarto generador eléctrico de 12 m²; ● Registro de agua residual

El tren de tratamiento inicia en el tanque de preparación donde se mezcla el estiércol paleado con agua residual del centro. El agua residual es bombeada desde un canal de agua que proviene de limpieza de corrales. Luego se alimenta al digestor con un TRH de 26 días y temperatura de operación de 35°C. Una vez que se degrada la mayor parte de la materia orgánica, el líquido se envía al tanque de efluente donde permanece cerca de mes y medio para luego disponer el líquido sobre el suelo agrícola. Al lodo resultante se remueven la humedad a través de un separador de sólidos y cama de secado.

El biogás generado de cada digestor es transportado a cada gasómetro, enseguida mediante presión el biogás pasa por trampa de humedad y filtro de óxido de hierro para remover el H₂S. Luego el biogás de cada digestor se combina en un gasómetro para ser succionado por un soplador que eleva la presión en la tubería y suministra a los diferentes tipos usos del biogás. Primero se cubriría la demanda que se requiere para remplazar el gas LP, el restante servirá para generar electricidad. Se recupera el calor térmico del motogenerador para aprovecharlo en calentar el sustrato y mantener la temperatura en el digestor. El tren de tratamiento de la planta de DA se muestra en la Figura 5.16, con su simbología en la Tabla 5.15

Tabla 5.15 Simbología de la Planta de Degradación Anaerobia

Símbolo	Descripción
	Válvula de seguridad
	Válvula de compuerta
	Válvula de auto cierre
J	Trampa de agua
	Manómetro
	Bomba de desplazamiento positivo
	Bomba centrífuga
	Medidor de biogás
	Arrastra flamas
	Intercambiador de calor

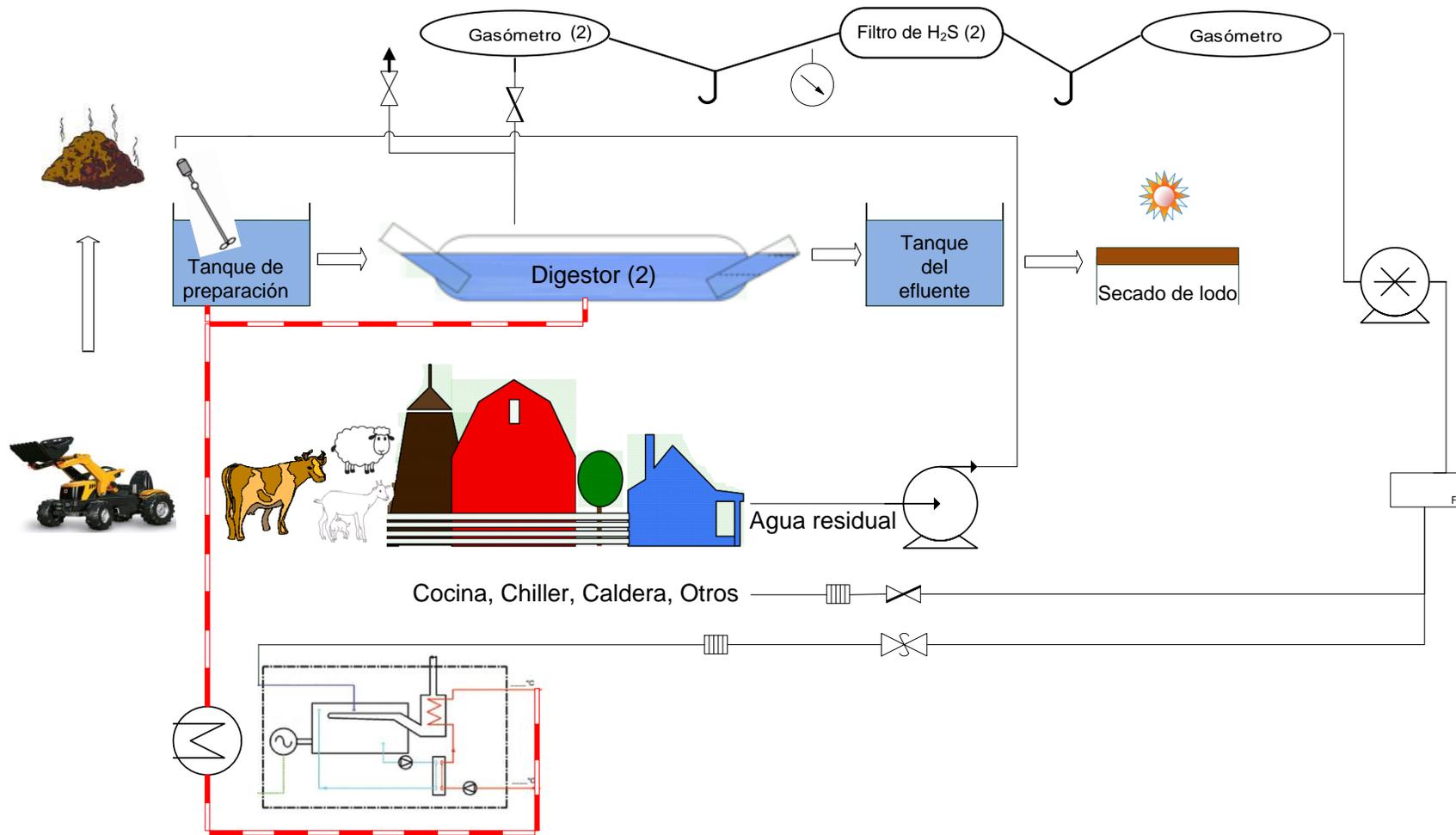


Figura 5.16 Diagrama de Planta de Degradación Anaerobia

5.4. Factibilidad económica

5.4.1 Costos de capital

El proyecto de la planta de DA tiene un costo de capital de \$508,259 pesos (a precio del 2012). Los costos incluyen los equipos (\$130,349) siendo el principal costo en este rubro el motogenerador con sistema recuperador de calor y aislamiento acústico de 14 kW (\$110,659); la obra civil que consiste en: tanque de influente, digestor, tanque de efluente, cama de secado de lodos, y cuarto generador eléctrico (\$216,110); la tubería, almacenamiento y tratamiento de biogás (\$30,000); y la ingeniería y diseño (\$50,000) (ver anexo 4.1).

Se asigna un presupuesto de \$70,000 para el área que ocuparía la planta de degradación anaerobia. Este es un precio menor al que se encontraría al comprar un terreno de las mismas dimensiones (700 m²) en el mercado. Sin embargo, se toma en cuenta que el terreno es de CEPIPSA y está desocupado actualmente.

5.4.2 Costos de operación y depreciación

El motogenerador de 14 kW se consideró una vida útil estimada de 10 años, y precio de \$110,659 con una depreciación lineal y valor de rescate de 5% en todos los equipos, resultando el costo de depreciación de \$12,383/año. El costo de operación de la planta se estima en \$60,000/año con un aumento anual del 5%, el cual incluye: cambio de filtros y aceite en el generador cada dos meses, mano de obra, mantenimiento a digestores y tubería.

5.4.3 Ahorro de electricidad y gas LP

CEPIPSA está clasificado en la tarifa eléctrica de comercial baja con demanda mayor de 25 kW con un costo promedio de \$2.13/kWh. Se plantea un aumento anual del 5% en la tarifa eléctrica y con una capacidad anual de producir 39 MWh por la planta de DA, lo cual implica dejaría de consumirse esta misma cantidad de energía eléctrica, teniendo un ahorro en el primer año del proyecto de \$83,715 pesos.

Se calcula que el biogás producido en la planta de DA cumple totalmente con las demanda energética que aporta el gas LP y considerando que el consumo promedio anual de gas LP en CEPIPSA es 10,344 L con un precio de \$6.45/L y un aumento anual del 6%. El ahorro económico en el primer año asciende a \$66,719 por dejar de consumir gas LP. En la Tabla 5.16 se presenta los datos considerados en la realización de evaluación de inversión del proyecto propuesto.

En el Anexo 4.2 se muestran los flujos de egresos e ingresos del proyecto y criterios de aceptación o rechazo de la inversión del proyecto. El VPN de \$ 122,290 es mayor o igual a cero, la TIR de 12% es mayor que el 7% de la TREMA (tasa de rendimiento mínimo aceptable), la relación beneficio-costos es 1.2 mayor o igual que 1, y el periodo de recuperación de la inversión de 8 años está dentro del periodo del proyecto. En conjunto las herramientas de VPN, la TIR, beneficio/costos, y periodo de recuperación de la inversión demuestran que el proyecto es aceptable.

Tabla 5.16. Datos básicos

Concepto	Valor
Inversión inicial	\$ 508,259
Costos de operación y mantenimiento /año; aumento anual 5%	\$ 60,000
Producción energía eléctrica (kWh/año)	39,303
Tarifa eléctrica; aumento anual 2%	\$ 2.13
Consumo promedio de gas LP (L/año)	10,344.00
Tarifa gas LP (\$/L); aumento anual 5%	\$ 6.45
Periodo del proyecto (años)	10
Valor de rescate	5%
Depreciación	Lineal
TREMA	7%

Sin embargo, las tecnologías de energía renovable son caracterizadas por altos costos de capital. Para aplicaciones en pequeñas y medianas granjas, lo económico y la simplicidad de las operaciones son usualmente los aspectos más importantes a tomar en cuenta cuando la DA es considerado como una alternativa para tratar los residuos (Macias, 2007). Los principales factores que afectan la economía en la DA son el rendimiento de biogás en términos de producción de energía, conversión a electricidad y su utilización.

En estudios hechos por Kaparaju y Rintala (2003) consideran que la economía de una planta de DA en una granja está estrechamente relacionada al valor del biogás y al uso de los lodos de digestión como fertilizante. En un estudio económico realizado por Wright e Inglis (2003) se observa que la DA para una granja es más factible económicamente cuando: a) se cobra una tarifa para depositar residuos en la planta de DA, por ejemplo residuos de alimentos, a esta mezcla de residuos en el digestor se llama co-digestión; b) se utiliza el biogás y c) se vende los biosólidos. Sin esas fuentes adicionales de ingresos el tratamiento de los residuos en una granja tendrá un costo neto.

5.5. Factibilidad ambiental

La materia orgánica contenida en el estiércol de ganado en condiciones anaerobias se degrada produciendo gas metano, este gas contribuye al efecto invernadero 21 veces más que el bióxido de carbono. La planta de degradación anaerobia propuesta contribuye a disminuir la liberación de gases de efecto invernadero: al quemar el gas metano generado de manera controlada, sustituyendo el gas LP por biogás y al disminuir el consumo de energía de la red de CFE. Para obtener las toneladas de CO₂ equivalente se multiplica el valor de cada concepto de emisiones evitadas por un factor de conversión como se muestra en la Tabla 5.17.

El volumen anual de biogás producido sería de 41,907 m³ TPN, con un 60% de metano se tendría 25,144 m³ de CH₄.

Tabla 5.17. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero evitados por el aprovechamiento del biogás

Emisiones evitadas por	Valor	Factor de conversión	ton CO ₂ equivalente	Fuente de referencia
Quemar el CH ₄ de manera controlada	25,144 $\frac{\text{m}^3\text{CH}_4}{\text{año}}$	0.01428 $\frac{\text{ton CO}_2 \text{ eq}}{\text{m}^3\text{CH}_4}$	359	EPA, 2012a
No consumir energía de la red de CFE	39 $\frac{\text{MWh}}{\text{año}}$	0.5333 $\frac{\text{ton CO}_2 \text{ eq}}{\text{MWh}}$	21	GEI México, 2011
Sustituir el gas LP por biogás	0.268 $\frac{\text{TJ}}{\text{año}}$	63.1 $\frac{\text{ton CO}_2 \text{ eq}}{\text{TJ}}$	17	CONUEE, 2009
Total			397	

Existen programas que realizan cálculos de equivalencias de gases de efecto invernadero para ayudar a entender mejor las mediciones abstractas en términos concretos más fáciles de entender (EPA, 2012b; Tamames, *et al.*, 2010). En este sentido dichas emisiones equivalen a:

- Que 112 personas cambien de una dieta omnívora (basada 50% en productos de origen animal) una a una dieta VEGANA (no incorpora ningún alimento de origen animal)
- El CO₂ emitido por 44,507 galones de gasolina consumidos
- El carbón secuestrado anualmente por 10,179 árboles plantados y cultivados por 10 años
- Evitar la emisión de GEI por reciclar 149 toneladas de residuos en lugar de mandarlos a relleno sanitario.

Otros beneficios ambientales son:

- Reducción de malos olores
- Reducción de la demanda de oxígeno en el agua
- Reducción de patógenos
- Reúso de nutrientes para campos de cultivo

Para lograr un tratamiento integral, se debe considerar el efluente del digestor como subproducto que puede servir como materia de entrada en otra operación (Poggio, 2007). Algunos tratamientos posibles para el efluente del digestor son:

- La fibra sólida del efluente puede servir para material de construcción, tableros de fibra, macetas, composta (Figura 5.15 a, b y c)
- Crianza de peces. El efluente promueve el crecimiento de plancton, principal alimento de muchas especies de peces. Las concentración de materia orgánica y sólidos suspendidos, también son alimento para los peces. Este sistema puede ubicarse después de una laguna de pulimento o en la misa laguna de pulimento (Figura 5.15 d)
- Cultivo de plantas acuáticas. Tiene las mismas ventajas de la crianza de peces, Se pueden cultivar algas y otras plantas acuáticas, que presentan alta velocidad de crecimiento y absorben mucha cantidad de nutrientes. Representan un óptimo forraje

- Mejora de los alimentos para los animales. El efluente es rico de nutrientes y como tal puede ser usado para aumentar las propiedades nutritivas de forrajes y otros residuos vegetales destinados a la alimentación de los animales.

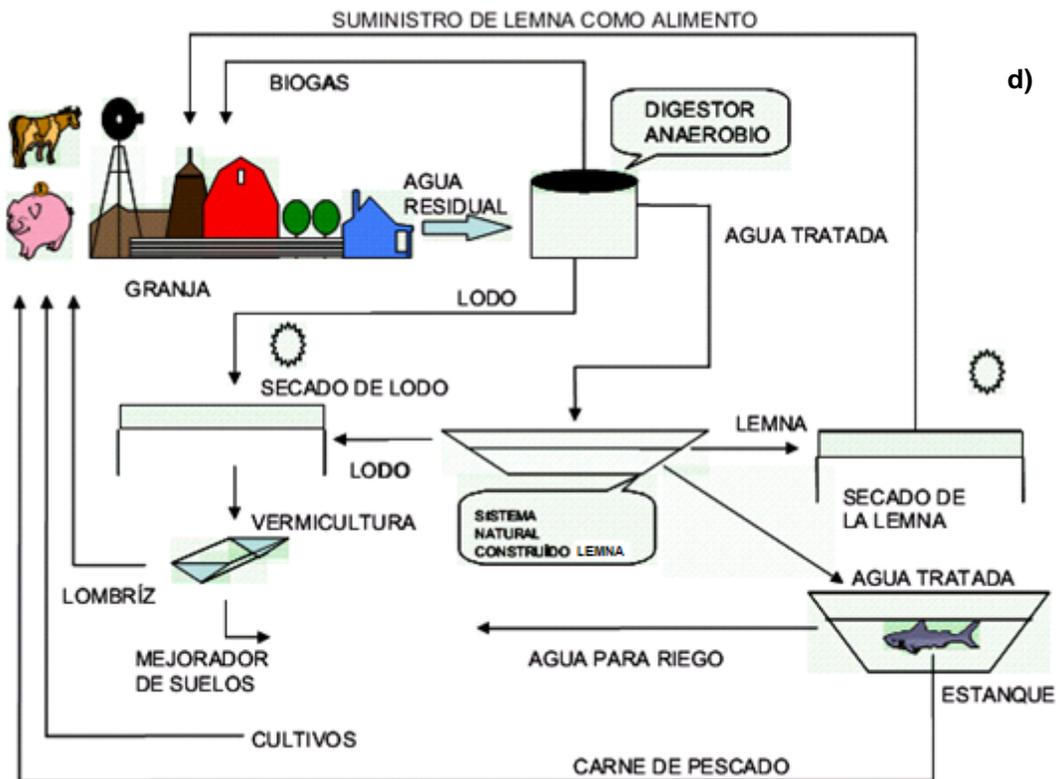


Figura 5.17 Sistema integrado. (a) Material de construcción, (b) Tableros de fibra, (c) macetas, (Fuente: EPA, 2008); d) granja autosustentable (Fuente: Zambrana, 2006)

6. CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.4. Conclusiones

Se diseñó un modelo para el tratamiento de los desechos del ganado bovino tomando como caso de estudio CEPIPSA. A partir del estudio de generación y caracterización de ganado bovino en CEPIPSA se obtuvieron como resultados:

- Se contó en promedio 76 unidades de animal equivalente, los cuales permanecen el 100% del tiempo en los corrales, generando en promedio 2377 kg/día de estiércol. El centro cuenta con sistema de recolección de raspado y barrido a través de un tractor y equipos manuales que depositan los residuos en un estercolero sin impermeabilizar.
- Las características del estiércol son 22% de ST, 76% de STV, pH de 8.01 y peso volumétrico de 830 kg/m³. La generación y composición del estiércol es similar en cantidad y composición a las granjas de EE. UU. cuando se tienen el mismo sistema de recolección de raspado

De las pruebas de biodegradabilidad y producción de biogás del estiércol bovino, se operaron tres digestores de flujo pistón a escala laboratorio uno de ellos (D3) utilizó inóculo en su arranque, los otros dos (D1 y D2) se mezclaron solamente con agua potable, bajo condiciones de temperatura ambiente de laboratorio. De lo cual se puede concluir lo siguiente:

- Como es conocido y plenamente aceptado la actividad metanogénica dependió fuertemente de la temperatura ya que a mayor temperatura se observó mayor producción de biogás.
- Cuando no se utiliza inóculo en el arranque de los digestores se requiere productos químicos para complementar la alcalinidad y evitar la acidificación de los digestores.
- Después de la etapa de arranque en los tres digestores el pH tuvieron valores entre 6.7 y 7.9; la alcalinidad total entre 3,500 y 5,600 mg/L de CaCO₃, la relación alfa en la etapa estable mantuvo arriba de 0.5 en los tres digestores. En conjunto estos valores están dentro de los rangos recomendados para la degradación anaerobia.
- En la etapa estable con una carga de 1.52 kg STV/m³.d en D1, 1.60 kg STV/m³.d en D2 y 1.55 kg STV/m³.d en D3 con un TRH de 36 días y temperatura promedio de 19°C, se presentó una producción de biogás promedio en D1, D2 y D3 de 0.53 ± 0.21 L/d, 0.47 ± 0.15 L/d y 0.70 ± 0.17 L/d, respectivamente, con porcentajes de metano arriba de 50%.
- En la etapa estable los digestores 1, 2 y 3 produjeron 0.089 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado}, 0.077 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado} y 0.119 m³ biogás TPN/kg STV_{alimentado} respectivamente.
- Los parámetros óptimos de operación fue usar inóculo, utilizar una mezcla de agua con estiércol 1.4:1 V/V después del arranque, con un TRH de 36 d y carga de 1.55 kg STV/m³.d. siendo éstos los parámetros establecidos en el digestor 3.

En cuanto a la parte técnica y económica del estudio se puede concluir que:

- El digester de flujo pistón se seleccionó con base en la recolección en seco a través del tractor, lo económico en cuanto a gastos de mantenimiento y operación debido a que el digester completamente mezclado requiere mayor equipamiento.
- Los volúmenes de la planta de tratamiento anaerobio son: un tanque de mezclado de 17 m³; 2 digestores de 141 m³ cada uno, con volumen de líquido de 113 m³; un tanque de lodo digerido de 60 m³ y tres bolsas de almacenamiento de biogás con capacidad total de 185 m³.
- Se propone un cogenerador de 14 kW que utilice el calor recuperado para calentar el sustrato. Bajo esta suposición se operaría el digester flujo pistón a 35 °C y se calcula un aumento a la carga orgánica volumétrica con base a la ecuación de Arrhenius y usando el modelo cinético de Hashimoto (1982) se obtiene la tasa de producción de biogás de 0.509 m³ biogás TPN/m³ reactor-día, logrando una producción de biogás de 115 m³/día, con un tiempo de residencia de 26 días.
- El biogás obtenido del digester es capaz de sustituir el gas LP consumido en CEPIPSA al 100%, y aún tener un excedente de 121 kWh/día para generar energía eléctrica. De este excedente la planta de DA consume 13 kWh para la bomba, soplador y agitador
- El análisis económico se realizó con periodo económico del proyecto a 10 años, tasa de del 7%, depreciación lineal de los equipos con 5% de valor de rescate. Resultando el VPN de \$122,290, la TIR de 12%, la inversión se recuperaría en 9 años, la relación beneficio/costo 1.2. Lo que indica que el proyecto es factible económicamente, aunque estos resultados se ven principalmente afectados por el aumento en la tarifa eléctrica y gas LP, así como en el rendimiento de producción específica de biogás.
- Las emisiones de CO₂ equivalentes que se dejarían de emitir al ambiente por los gases generados de la descomposición no controlada del estiércol sería de 397 ton métricas de CO₂ equivalente al año. Estas emisiones equivalen a evitar la emisión de GEI por reciclar 149 toneladas de residuos en lugar de mandarlos a relleno sanitario.

De acuerdo al objetivo planteado en este trabajo se concluye que el diseño y operación del tratamiento de estiércol de ganado vacuno para el aprovechamiento es completamente factible para el caso de estudio (CEPIPSA). Esto es factible tanto técnica, económica como ambientalmente.

6.5. Recomendaciones

Se recomienda hacer pruebas de co-digestión con el estiércol de ovejas y cabras del centro, así como de los residuos orgánicos generados en el comedor de los trabajadores de CEPIPSA, para incluirlos posteriormente en el proyecto, de tal forma que abarque todos los residuos orgánicos generados en la granja.

Se requiere realizar ingeniería básica y de detalle para llevar a cabo el proyecto planteado. Donde abarque más a detalle los procesos de la planta de degradación anaerobia

Los pisos de los corrales de ganado en CEPIPSA tienen fracturas y fugas se recomienda dar mantenimiento a los pisos de lugar para lograr una buena recolección del estiércol con la calidad suficiente para ser ingresadas al digestor.

Es necesario desarrollar investigación en México para calcular durante la DA la concentración de AGV, alcalinidad y bicarbonatos a través de la conductividad, pH y modelos de regresión lineal y no lineal para estos tipos de desechos. Ya que esto representaría una ventaja para monitorear de una forma sencilla, rápida y económica los AGV, alcalinidad y bicarbonato en la DA. Aceves-Lara *et al.*, (2012) han hecho investigaciones que lo confirman.

GLOSARIO

Aclimatación Fenómeno por el cual un micro-organismo se acostumbra a un compuesto tóxico o un inhibidor y vuelve a la vida normal.

Acidogénesis Fenómeno en el cual la materia orgánica es transformada a ácidos orgánicos. Por lo general los ácidos orgánicos aparecen como aniones. El correspondiente catión es el ion hidrógeno es cual es neutralizado por la alcalinidad presente, si no, el pH del medio decrece. Acidogénesis es por lo tanto seguido mezclado con acidificación.

Ácidos Grasos Volátiles Ácidos compuestos de una cadena de 2 a 8 átomos de carbono, usualmente medido como ácido acético en mg/L de volumen total de AGV, pero el total puede contener propionico, butírico y ácidos similares hasta cerca de una cadena de longitud de 6 carbonos.

Adaptación Fenómeno por el cual un micro-organismo se acostumbra a un compuesto y posiblemente lo utiliza como alimento.

Alcalinidad Capacidad de un medio a resistir o neutralizar ácidos.

Bacterias facultativas Microorganismo capaz de vivir en la presencia así como en la ausencia de aire. Preferentemente pueden utilizar el oxígeno pero a falta de oxígeno pueden utilizar otras sustancias como receptores.

Biodegradable Capaz de ser descompuesto por microorganismos.

Biogás Mezcla de metano y dióxido de carbono, principalmente, producido por microorganismos en la ausencia de aire. Gas obtenido por bioconversión de materia orgánica. La composición es 50% a 70% de metano, CH₄, 25% a 40% de dióxido de carbono, CO₂, 0% a 5% de varios gases, entre los que se encuentran, ácido sulfhídrico, H₂S, amoníaco, NH₃, di-hidrógeno, H₂, y vapor de agua.

Biometanización Técnica en la cual se produce biogás a partir de la materia orgánica, usando microorganismos, sinónimo: degradación anaerobia

Catabólico Reacciones bioquímicas destructivas o degradantes

Carga Parámetro que determina la cantidad de materia prima que entra en el digestor, expresado en masa por unidad de volumen y por unidad de tiempo.

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

Cogeneración Proceso en el cual el biogás es quemado para producir simultáneamente electricidad y calor útil. Sinónimo: Combinación de calor y energía, con siglas en inglés CHP.

Estabilización Reducción de los sólidos suspendidos volátiles, patógenos y transformaciones químicas de su contenido.

Fermentación Mecanismo anaerobio de producción de energía que no involucra un transporte de cadena de electrones. En el proceso de fermentación los aminoácidos, azúcares, y algunos ácidos grasos son degradados. Los sustratos orgánicos sirven tanto como donador de electrones y aceptor. Los principales productos de la fermentación son el acetato, hidrógeno, CO₂, propionato y butirato.

Hidrólisis Ruptura catalítica de moléculas grandes en otras más pequeñas, usando el agua como reactivo.

Inoculo Pequeña cantidad de microorganismos usado para iniciar el proceso por el cual una gran cantidad de microorganismos son generados.

Metanogénesis Es el paso final del proceso global de degradación anaerobia durante el cual el acetato, hidrógeno y bicarbonato son convertidos a metano, dióxido de carbono y agua.

Mineralización Conversión de los compuestos orgánicos a productos de muy bajo peso molecular y constituyentes celulares.

Oxidación La adición biológica o química de oxígeno a un compuesto o la extracción de electrones de un compuesto

Proceso por lotes Proceso en cual el alimento es adicionado una vez al inicio y al final es removido el producto. Por ejemplo el flujo entra, es tratado y es descargado, y el ciclo se repite.

Reactor de Flujo pistón Característica de un proceso continuo llevado a cabo sin mezclar.

Respiración aerobia mecanismo en el que los electrones fluyen desde un compuesto donador a través de acarreadores en la membrana hasta el aceptor final de electrones, que es el oxígeno. Si no es el oxígeno el aceptor final, entonces al flujo de electrones se llama **respiración anaerobia**

Reducción La remoción biológica o química de oxígeno de un compuesto o la adición de electrones a un compuesto.

Sólidos volátiles Materia que desaparece de un material calentado de 105° C a 500 o 550°C.

Sólidos totales El residuo que queda después de que una muestra de agua ha sido evaporada y secada a una temperatura específica (103 a 105° C).

Sólidos fijos Los residuos que quedan después que los sólidos totales han sido encendidos (500 +/- 50°C).

Tiempo de retención hidráulica El tiempo de retención del sustrato líquido que permanece en el reactor.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aceves-Lara, C. A., Latrille, E., Conte, T., & Steyer, J.-P. (2012). Online estimation of VFA, alkalinity and bicarbonate concentrations by electrical conductivity measurement during anaerobic fermentation. *Water Science & Technology*, 1281-1289.
- Alvarez, R., Villca, S., & Lidén, G. (2006). Biogas production from llama and cow manure at high altitude. *Biomass and Bioenergy*, 30, 66-75.
- Alvarez, R., & Lidén, G. (2009). Low temperature anaerobic digestion of mixtures of llama, cow and sheep manure for improved methane production. *Biomass and Bioenergy*, 33, 527-533.
- APHA American Public Health Association. (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation*. 19th ed., Washington, DC. EE. UU.
- ASAE (2005). Standard ASAE D384.2 Manure Production and Characteristics. Publicado en *American Society of Agricultural Engineers*. EE. UU.
- Batló, C. M. (1993). Residuos ganaderos. Fundación "La caixa": Aedos. Barcelona, España.
- Barry C. F. (1995). Economía Ambiental una introducción. McGraw-Hill. Santafé de Bogotá, Colombia.
- Burton, C.H. (2001). Dealing with livestock manures: management strategies, en Boixadera, J., y Teira, M.R. Aplicación agrícola de residuos orgánicos: 5o Curso de Ingeniería Ambiental. España: Universidad de Lleida.
- Capulin, J., Núñez, R., Etchevers, J., Baca, G. (2001). Evaluación del extracto líquido de estiércol bovino como insumo de nutrición vegetal en hidroponía. *Agrociencia* Vol. 35. No. 3. 35: 287-299.
- Carmona, L. (1990). Análisis de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Instituto de Investigaciones Jurídicas de la Universidad Nacional Autónoma de México, boletín de Derecho Comparado No. 67 enero-abril. Pp. 232-243.
- Castells, X. (2005). Tratamiento y Valorización Energética de Residuos. Fundación Universitaria Iberoamericana. Díaz de Santos. Barcelona, España.
- Castro-González, A. (2010). Planeación e instalación de sistemas de bioenergía. Presentación del curso: Factores cinéticos y físico-químicos que intervienen en la producción de biogás.ppt. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria. D.F. México
- Chen, Y., Cheng, J., y Creamer, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99, 4044-4064.
- Cheremisinoff, P. (1976). Energy from solid wastes. New York: Dekker.

- Cheung-Prudence. (2004). Anaerobic Digestion on Swine Manure: Inhibition by Ammonia and Hydrogen Sulfide. Thesis degree of Master of Science. University of Guelph.
- Claridades (2007). La energía renovable en el sector agropecuario. Claridades Agropecuarias No. 167.
- CONUEE (2009). Metodologías para la Cuantificación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero y de Consumos Energéticos Evitados por el Aprovechamiento Sustentable de la Energía. Publicación de la Comisión Nacional para el Uso Eficiente de la Energía. México, D.F. México.
- Cortinas-Cristina de N. (2010). Los Municipios y el Medio Ambiente. Querétaro. 31 pp.
- Daudén, I.A. (2001). Dealing with livestock manures: management strategies, en Boixadera, J., y Teira, M.R. Aplicación agrícola de residuos orgánicos: 5o Curso de Ingeniería Ambiental. España: Universidad de Lleida.
- Deutsche Gesellschaft fur Sonnenenergie (DGS) (2004). Planning and Installing Bioenergy Systems: A Guide for Installers, Architects and Engineers. Earthscan Canada.
- Deublein, D. y Steinhauser, A. (2008). Biogas from Waste and Renewable Resources an Introduction. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- DOF (1984). NMX-AA-025-1984. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos-Determinación del pH-Método Potenciométrico. Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- DOF (1985). NMX-AA-015-1985. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Muestreo-Método de Cuarteo. Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- DOF (1985). NMX-AA-019-1985. Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Selección y Cuantificación de Subproductos. Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- DOF (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Última reforma publicada el 23 de abril de 2003 en el Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- DOF (2007). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Última reforma publicada el 19 de junio de 2007 en el Diario Oficial de la Federación. México, D.F. 33 pp.
- DOF (2008a). Ley de Aguas Nacionales. Última reforma publicada el 18 de mayo de 2008 en el Diario Oficial de la Federación. México D.F. 103 pp.
- DOF (2008b). Ley de Promoción y Desarrollo de los Bionergéticos. Última reforma publicada el 18 de mayo de 2008 en el Diario Oficial de la Federación. México, D.F. 10 pp.
- DOF (2010a). Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. Última reforma publicada el 6 de mayo de 2010 en el Diario Oficial de la Federación, México. 103 pp.

- DOF (2010b). Ley Federal de Derechos. Última reforma publicada el 18 de noviembre de 2010 en el Diario Oficial de la Federación. México, D.F. 473 pp.
- Duque, D. C., Galeano, U. C., & Mantilla, G. J. (2006). Evaluación de un digestor tipo "Plug Flow". *Livestock Research for Rural Development*, 1-14.
- EPA (2004). A manual For Developing Biogas Systems at Commercial Farms in the United States. AgSTAR Handbook. Publicación de la Environmental Protection Agency. EE. UU.
- EPA (2008). The New Rural Energy Engine. Publicación de la Environmental Protection Agency. EE. UU.
- EPA (2012a). Interactive Units Converter. Publicación de la Environmental Protection Agency. EE. UU.
- EPA (2012b). Greenhouse Gas Equivalencies. Publicación de la Environmental Protection Agency. EE. UU.
- FAO (2006). Livestock's long shadow- environmental issues and options. Publicación de la Food and Agriculture Organization of The United Nations. Roma, 284 pp.
- FIRCO (2010a). Guía Técnica Operativa de la Componentes de Biodigestores y Energía Renovable del PROVAR 2010 (BIOGÁS 2010). Publicación de la Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo rural pesca y alimentación. México, D.F. México.
- FIRCO (2010b). Cuidado y Aprovechamiento del agua. SAGARPA. Boletín de prensa. Publicación de la Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo rural pesca y alimentación. México, D.F. México.
- FMVZ (2009). *Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia UNAM*. Recuperado el 1 de 1 de 2012, de <http://www.fmvz.unam.mx/fmvz/centros/cepipsa/localizacion.html#>
- Frear, C., Wang, Z.-W., Li, C., & Chen, S. (2011). Biogas potential and microbial population distributions in flushed dairy manure and implications on anaerobic digestion technology. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 86, 145-152.
- GEI (2011). Factor de emisión eléctrico 2011. Metodología para la estimación del factor de emisión eléctrico para inventarios de emisiones corporativas de GEI. Programa GEI México.
- Goswami, Y. & Kreith, F. (2008). Energy conversion Ed. CRC Press. USA. Florida
- Gujer, W. y Zehnder, A.J.B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science & Technology*. 15(8/9), 127-167
- Gunnerson, C. y Stuckey, D. (1986). Anaerobic Digestion Principles and Practices for Biogas Systems. The World Bank. USA. 178 pp.
- Harris, P. (2010). Carbon dioxide content of biogas by Syringe Protocol. Publicado en Beginners Guide to Biogas, The University of Adelaide, Australia

- Harris, P. (2012). Modelo de producción de biogás versión 22.3. Publicado en *Beginners Guide to Biogas*, The University of Adelaide Australia
- Hashimoto, A. G. (1982). Methane from Cattle Waste: Effects of Temperature, Hydraulic Retention Time, and Influent Substrate Concentration on Kinetic Parameter. *Biotechnology and Bioengineering*, 24, 2039-2052.
- Hernández, A., & Villalobos, A. (2001). *Formulación y evaluación de proyectos de inversión para principiantes*. México, D.F. : Thomson-Learning.
- Higham, I. (1998). *Economics of anaerobic digestion of agricultural waste*.
- ISAT. (1999a). *Biogas Digest Vol. 1 Biogas Basics. Information and Advisory Service on Appopiate Technology*. Limburg, Alemania: GTZ, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammernarbeit.
- ISAT. (1999b). *Biogas Digest, Vol. 2 Biogas-Application and Product Development. Information and Advisory Service on Appropriate Technology*. GTZ, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Limburg, Alemania.
- Jacques, E. (1999). *AD-Glossary, AD-Nett Technical Summary*. Catholic University of Louvain
- Kaparaju, P. N., & Rintala, J. A. (2003). Effects of temperature on post-methanation of digested dairy cow manure in a farm-scale biogas production system. *Environmental Technology*, 24(10), 1315-1321.
- Karim, K., Hoffmann, R., Klasson, K.T., y Al-Dahhan, M.H. (2005). Anaerobic digestion of animal waste: effect of mode of mixing. *Water Research*, 39, 3597-3606.
- Kumar, K.S. (2008). *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production Principles and Applications*. Wiley-Blackwell. USA.
- Kythreotou, N., Monou, M., y Fatta, D. (2007). The impact of piggery slurry addition on mesophilic anaerobic digestion acclimatized to brewery wastewater. *Proceedings of the 10th International Conference on Environmental Science and Technology*. Kos Island, Greece.
- Lansing, S.A. (2008). *Performance and optimization of low-cost digester for energy production and treatment of livestock wastewater*. Thesis degree Doctor of Philosophy. The Ohio State University.
- Lokey, E. (2009). *Barriers to clean de velopment mechanism renewable energy projects in Mexico*. *Renewable Energy*, 34, 504-508.
- Macias Corral, M. A. (2007). *Biogas Production Via Anaerobic Digestion of High-Solids Livestock Manure*. Thesis Doctor of Philosophy. Las Cruces, New Mexico: New Mexico State University.
- Maier, R. M., Pepper, I. L., & Gerba, C. P. (2000). *Environmental MICROBIOLOGY*. Academic Press. EE.UU.
- Mata-Alvarez, J. (2003). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing. London

- Martin, J.H (2004). Comparison of dairy cattle manures management with and without anaerobic digestion and biogas utilization. Publicado en AgSTAR Program U.S. Environmental Protection Agency, Washington, EE.UU.
- McDonald-Tanya. (2007). Co-digestion of Agricultural, Municipal and Agro-industrial Wastes. Calgary. Thesis degree of Master of Science. University of Calgary.
- McKinsey, S.Z (2003). Removal of Hydrogen Sulfide from Biogas Using Cow-Manure Compost. Thesis degree of Master of Science. University of Cornell
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw-Hill. New York, 1,051 pp.
- Meyer, D., Ristow, P., & Lie, M. (2007). Particle size and nutrient distribution in fresh dairy manure. *Applied Engineering in Agriculture*, 23, 113-117.
- Miner, J.R., Humenik, F.J., Overcarsh, M.R. (2000). Managing Livestock Waste to Preserve Environmental Quality. Iowa State University Press, USA.
- Møller, H. B., Sommer, S., & Ahring, B. (2002). Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology*, 85, 189-196.
- Møller, H. B., Sommer, S., & Ahring, B. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass & Bioenergy*, 26, 485-495.
- Natural Resources Conservation Service (NRCS) (2009). Conservation Practice Standard Anaerobic Digester Code 366. Estados Unidos.
- NC State University. (1994). Dairy Paved Surface Scraped Manure Characteristics. Publicado en NC State University. EE. UU.
- NC State University. (1994). Dairy Fresh Manure Characteristics. Publicado en NC State University. EE. UU.
- Palacios-Blanco, J.L. (2008). Construcción Ecológica y Energías Alternas. Guanajuato. Gaceta ideas CONCYTEG.
- Pérez-Espejo, R. (2006). Granjas porcinas y medio ambiente. Contaminación del agua en La Piedad, Michoacán. Universidad Nacional Autónoma de México. Plaza y Valdés. Instituto Nacional de Ecología-SERMANAT. 201 pp.
- Pérez, B.J.E. y Maya, C.A. (2010). Prototipo a escala laboratorio de un sistema anaerobio y una máquina a vapor para obtener electricidad a partir de residuos. Tesis de Ingeniero Eléctrico Electrónico. Universidad Nacional Autónoma de México. México 187 pp.
- Poggio, D. (2007). Diseño y construcción de dos digestores aneróbicos en el altiplano andino peruano. Tesis de Maestría. Universitat Politècnica de Catalunya. España.

- Puerta, A., Garbi, M., Díaz, R., & Tysko, M. (2010). Effluent from the anaerobic digestion of dairy cattle manure as biofertilizer in organic lettuce seedling production. *Manure and organic residues management approaches in non-European countries*, (pág. 4). Argentina.
- Rubio Loza, L. A. (2004). Producción de biosólidos clase A mediante digestión anaerobia en dos fases a partir de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales. México: Tesis de Maestría en Ingeniería ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ruiz Ríos, A. (2010). *Mejora de las condiciones de vida de las familias porcicultoras del Parque Porcino de Ventanilla, mediante un sistema de biodigestión y manejo integral de residuos sólidos y líquidos*. Barcelona, España: Universidad Ramón Lull.
- Safley, L. M., y Westerman, P.W. (1990). Psychrophilic Anaerobic Digestion of Animal Manure: Proposed Design Methodology. *Biological Wastes*, 34, 113-148.
- SAGARPA (2007). Utilización de estiércoles. Publicación de la Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo rural pesca y alimentación. México, D.F. México.
- SAGARPA (2008). Situación del sector pecuario en México. Publicación de la Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo rural pesca y alimentación. México, D.F. México.
- SEMARNAT (2009). Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012. Publicación de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. México.
- SEMARNAT (2011). Sistema Nacional de Información ambiental y recursos naturales, base de datos estadísticos. Publicación de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. México.
- SIACON (2011). Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta. Publicación de la Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo rural pesca y alimentación. México, D.F. México.
- Sistema Biobolsa (2011). Dimensionamiento sistema Biobolsa. México, D.F. México
- Tamames, K., Camacho, C., Melo, M., Solaun, K. (2010). Por una dieta "sin gases". Alimentación vegetariana y cambio climático. Publicado por Factor CO2. España
- Toledo, M.V, (1990). El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica de México, en Leff, E. Medio ambiente y desarrollo en México volumen uno. México. Universidad Nacional Autónoma de México. Miguel Angel Porrúa. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades UNAM. pp. 191-217.
- Turovskiy, I. S. y Mathai, P., (2006). Wastewater Sludge Processing. John Wiley & Sons, Inc., EE. UU.
- USDA (2009). Agricultural Waste Management Field Handbook. Publicación de United States Department of Agriculture, EE. UU.

- Vázquez-González, L. B. (2010). Situación del tratamiento de aguas residuales en los establos lecheros de Tijuana y los factores limitantes en su tecnificación. Tesis de Maestra en Administración Integral del Ambiente. El Colegio de la Frontera Norte, A.C. México. 129 pp.
- Vandevivere, P., De Baere, L. y Verstraete, W. (2002). Types of anaerobic digester for solid wastes, en J. Mata-Alvarez (Ed), *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing. London. pp 111-137.
- Vizquez, A.J. (2009). Case Study: Technical and economic feasibility of electricity generation with biogas in Costa Rica.
- Von Sperling, M., & Lemos Chernicharo, C. A. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. Gerais, Brazil: IWA Publishing.
- Wright, P., & Inglis, S. (2003). An Economic Comparison of Two Anaerobic Digestion System on Dairy Farms. The Society for engineering in agricultural, food, and biological systems. En 2003 ASAE Annual International Meeting, EE. UU.
- Yank, L., Martina, P., Corace, J. (2002). Determinación de CO₂ en diferentes muestras de gas mediante el uso del aparato de Orsay, Grupo de Investigación de Energías Renovables (GIDER), Dpto. de Termodinámica - Facultad de Ingeniería – UNNE, Resistencia - Chaco - Argentina.
- Zambrana-Gumiel, P.D. (2006). Digestión anaerobia para la disposición del excremento producido por rumiantes. Tesis de Licenciatura en Médico Veterinario Zootecnista. UNAM, México.

ANEXO 1 Caracterización del sustrato

Estudio de generación de estiércol bovino en CEIPSA, 1^{ra} ETAPA

Fecha	Unidad Animal Equivalente (UAE)	Residuos de estiércol (kg/día)	Estiércol (kg/UAE)	Peso volumétrico (1000kg/m ³)
21/06/2011	79	2,942	37	728
22/06/2011	77	2,544	33	783
28/06/2011	77	2,429	32	1,033
29/06/2011	76	2,178	29	1,033
01/07/2011	76	2,316	30	900
05/07/2011	75	1,975	26	717
06/07/2011	75	2,255	30	850

Caracterización de estiércol bovino en CEIPSA, 1^{ra} ETAPA

Fecha	ST	SVT	SVF	pH	Temperatura (°C)
21/06/2011	19.5%	92.1%	7.9%	8.6	24.0
22/06/2011	20.7%	77.0%	23.0%	8.2	23.5
23/06/2011	18.4%	91.5%	8.5%	8.1	24.0
25/06/2011	17.9%	62.3%	37.7%	6.7	22.0
28/06/2011	18.7%	74.1%	25.9%	7.0	22.0
29/06/2011	29.4%	44.6%	55.4%	7.6	22.0
6/10/2011	14.6%	73.0%	27.0%	8.0	21.0

Caracterización de estiércol bovino en CEIPSA, 2^{da} ETAPA

Fecha	ST	SVT	SVF	pH	Peso Volumétrico (kg/m ³)
27/11/2011	21.0%	91.9%	8.1%	8.1	982
13/12/2011	23.4%	89.8%	10.2%	8.0	896
17/01/2012	20.0%	82.0%	18.0%	8.8	775
24/01/2012	25.8%	72.1%	27.9%	9.2	592
27/01/2010	16.0%	84.7%	15.3%	7.4	845
22/02/2012	29.0%	48.7%	51.3%	8.5	737
28/02/2012	20.5%	80.4%	19.6%	7.9	737

ANEXO 2 Resultados de operación de los digestores

Clasificación de estiércol por tamaño en peso

Fecha	ST (%)	Paja > 2 mm	> 2 mm	> 1.18 mm	> 0.850 mm	<0.850 mm
06/02/2012	23%	11.7%	39%	11%	9%	30%
13/02/2012	18%	10%	51%	8%	6%	26%
14/02/2012	28%	6%	57%	8%	5%	24%
15/02/2012	21%	5%	59%	7%	5%	24%
16/02/2012	19%	8%	54%	9%	7%	23%
19/02/2012	23%	5%	58%	9%	5%	23%
22/02/2012	31%	9%	46%	10%	6%	29%

Muestra inicial 600 g

pH, alcalinidad y relación alfa

Tiempo	pH	Alcalinidad 5.75 Influyente (mg/L)	Alcalinidad Total 4.30 influente (mg/L)
66	8.0	1440	2,187
99	8.8		
105	8.3	1814	2828
113	7.9	1000	2500
119	8.1		
126	8.0	1200	2450
134	8.5	3350	5300
141	7.9	1100	2000
148	7.5	1600	2050

Día	Digestor 1				Digestor 2				Digestor 3			
	pH	Alcalinidad 5.75 (mg/L)	Alcalinidad 4.30 (mg/L)	α	pH	Alcalinidad 5.75 (mg/L)	Alcalinidad 4.30 (mg/L)	α	pH	Alcalinidad 5.75 (mg/L)	Alcalinidad 4.30 (mg/L)	α
2	6.6				6.8				7.0			
7	6.7	1,240	4,310	0.29	6.6	1,000	3,112	0.32	6.7	2,000	1,560	0.56
9	7.3				6.7				7.3			
14	6.9	620	3,120	0.20	6.7	780	3,120	0.25	7.8	1,580	2,307	0.41
20	6.1	204	583	0.35	6.5	240	680	0.35	6.8	293	597	0.33
29	6.0	389	2,932	0.13	6.1	640	3,900	0.16	6.7	1,500	2,970	0.34
36	7.1	3,392	6,537	0.52	7.0	2,155	5,245	0.41	7.3	1,989	3,256	0.38
43	7.0	3,423	6,605	0.52	7.0	3,515	7,391	0.48	7.1	2,858	2,414	0.54
51	7.1	2,516	5,615	0.45	7.0	3,423	6,475	0.53	7.3	2,442	1,869	0.57
58	7.0	2,966	6,189	0.48	7.2	4,481	8,003	0.56	7.2	3,895	3,105	0.56
66	8.2	2,379	5,068	0.47	7.5	3,521	6,722	0.52	7.6	2,668	2,134	0.56
99	7.0	2,806	4,908	0.57	7.0	3,009	5,783	0.52	7.3	2,977	1,825	0.62
105	6.9	2,828	5,548	0.51	6.9	2,668	5,708	0.47	7.0	2,668	2,294	0.54
113	0.0				7.8	2,500	5,100	0.49	8.0	3,556	2,111	0.63
119	6.9	2,500	4,650	0.54	6.9	3,140	5,600	0.56	7.2	3,360	1,240	0.73
126	6.6	1,860	4,050	0.46	6.8	2,170	4,800	0.45	7.0	2,850	1,850	0.61
134	7.0	2,050	3,500	0.59	6.9	2,450	4,350	0.56	7.0	2,500	1,570	0.61
141	7.1	2,650	4,400	0.60	6.8	2,490	4,550	0.55	7.0	2,750	1,320	0.68
148	7.0	2,580	4,000	0.65	7.0	2,500	4,300	0.58	7.0	2,380	1,630	0.59
202	7.0	2,060	3,770	0.55	7.0	2,088	3,938	0.53	6.9	2,188	1,650	0.57

Sólidos digestores D1, D2 y D3

Día	Influente			Digestor 1			Digestor 2			Digestor 3		
	ST	STV	STF	ST	STV	STF	ST	STV	STF	ST	STV	STF
107	37.2	28.9	8.3	66.2	53.1	13.2	53.2	41.9	11.3	59.4	45.9	13.5
113	48.9	40.0	8.9	59.2	47.3	11.9	68.2	51.5	16.6	63.9	51.1	12.8
120	63.8	53.9	9.9	60.1	47.6	12.6	68.8	55.0	13.8	66.1	51.3	14.9
127	71.8	52.7	19.2	60.8	49.3	11.6	68.5	52.6	15.8	61.2	49.2	12.1
134	127.4	64.0	63.4	60.6	48.5	12.1	65.7	51.8	13.8	64.0	51.1	13.0
141	68.7	55.9	12.9	65.6	50.5	15.1	69.3	52.0	17.3	63.2	48.7	14.6

Concentración en g /L

	Día	Influente	D1	D2	D3
SST	71		34.3	42.2	39.0
SSV	71		30.4	39.5	34.8
SSF	71		3.9	2.7	4.2
SST	84	46.0			
SSV	84	37.6			
SSF	84	8.3			
SDT	84	4.0			
SST	92		29.8	36.0	23.4
SSV	92		25.2	30.3	21.0
SSF	92		4.6	5.7	2.4
SDT	92		19.4	3.1	1.6
SST	99		23.8	27.7	40.1
SSV	99		21.2	25.3	35.0
SSF	99		2.6	2.4	5.1
SDT	99		26.9	15.6	13.9

Conductividad y sólidos disueltos totales

EC (mS/cm)					SDT (g/L) a partir de la conductividad			
Día	Influyente	D1	D2	D3	Influyente	D1	D2	D3
119	2.42	6.28	7.05	6.01	1.21	3.13	3.52	3.00
126	3.51	5.76	6.31	5.50	1.77	2.88	3.21	2.79
134	4.55	4.84	5.48	4.71	2.28	2.41	2.73	2.35
141	2.54	5.58	5.89	5.63	1.27	2.78	2.94	2.81

Demanda Química de Oxígeno

DQO				
Día	Influyente	R1	R2	R3
107	30.2	16.9	15.8	16.0
113	16.7	21.8	20.2	15.0
120	47.1	24.5	33.7	21.5
127	45.7	36.0	33.4	29.4
134	40.4	27.5	27.5	17.3
141	24.1	21.7	24.6	17.6

ANEXO 3 Generador eléctrico de biogás

	Modelo		MT14 B
Especificaciones	potencia de reserva	kVA/kW	14/11.0
	potencial principal	kVA/kW	12.5/10
	frecuencia	Hz	50
	voltaje nominal	V	400
	corriente nominal	A	18.0
	factor de potencia	COS Φ	0.8
Motor	marca	-	MiracleGen
	modelo	-	M-4Y
	velocidad	RPM	1500
	método de encendido	-	encendido eléctrico
	método de enfriamiento	-	agua enfriada
	capacidad de aceite	L	4.2
	enfriado de aceite	-	sin
Alternador	marca	-	Faraday
	modelo	-	FD1C
	fase	-	3 fases, 4 hilos
	método de conexión	-	estándar SAE
	forma de excitación	-	sin escobillas, autoexcitación
Generador	combustible	-	biogás
	presión de entrada de gas	kPa	1-5.5
	dimensión (tipo silencioso)	mm*mm*mm	2050*970*1100
	peso (tipo silencioso)	kg	760
	nivel de sonido (tipo abierto)	dB(A)@7 m	64
	nivel de sonido (tipo silencioso)	dB(A)@7 m	58
	periodo de garantía	hrs	1000
	consumo de biogás	m ³ /kWh	0.65



MT14B/MT21B/MT28B



Pabellón silencioso MT14B/MT21B/MT28B

Fuente: <http://miraclepower.en.alibaba.com/>

ANEXO 4 Análisis económico

Anexo 4.1 Presupuesto inversión inicial

Inversión inicial	
Equipo	
Cogenerador de 14 kW	\$ 110,659
Soplador de 0.29 hp	\$ 4,491
Agitador	\$ 10,000
Bomba	\$ 7,000
Obra civil	
Tanque de influente	\$ 46,965
Digestor de geomembrana	\$ 80,252
Tanque de efluente y cama de secado de lodos	\$ 63,893
Cuarto generador eléctrico	\$ 25,000
Terreno	\$ 70,000
Tuberías	
Sistema de manejo de gases (tubería y almacenamiento biogás)	\$ 30,000
Limpieza de Biogás (Depurador de H ₂ S, Trampa de agua)	\$ 10,000
Otros	
Ingeniería y diseño	\$ 50,000
Total	\$ 508,259

Componentes del cogenerador (US\$)	
Motogenerador de 14 kW	4,466.00
Sistema recuperación de calor	3,060.00
Caja insonorizada	1,099.00
Subtotal US\$	8,625.00
Subtotal \$MN	\$ 110,658.75

Anexo 4.2 Inversiones y costos estimados del proyecto

Periodo de 10 Años (miles de \$)

Concepto	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Inversión inicial	-508.3										
Costos de operación y mantenimiento		60.0	62.4	64.9	67.5	70.2	73.0	75.9	79.0	82.1	85.4
Depreciación		12.6	12.6	12.6	12.6	12.6	12.6	12.6	12.6	12.6	12.6
Total egresos		72.6	75.0	77.5	80.0	82.7	85.6	88.5	91.5	94.7	98.0
Tarifa gas LP (\$/L)*		6.5	6.8	7.1	7.5	7.8	8.2	8.6	9.1	9.5	10.0
consumo gas LP (L)*		10344	10344	10344	10344	10344	10344	10344	10344	10344	10344
Ahorro por no consumir gas LP		66.7	70.1	73.6	77.2	81.1	85.2	89.4	93.9	98.6	103.5
Tarifa energía eléctrica (\$/kWh)*		2.1	2.2	2.2	2.3	2.3	2.4	2.4	2.4	2.5	2.5
Electricidad producida (MWh)*		39.3	39.3	39.3	39.3	39.3	39.3	39.3	39.3	39.3	39.3
Ahorro por no consumir electricidad		83.7	85.4	87.1	88.8	90.6	92.4	94.3	96.2	98.1	100.0
Rescate de activos											6.61
Total ingresos		150.4	155.4	160.7	166.1	171.7	177.6	183.7	190.0	196.7	210.2
Total ingresos-egresos	-508.3	77.9	80.5	83.2	86.0	89.0	92.0	95.2	98.5	102.0	112.2
Saldo	-508.3	-435.5	-365.2	-297.3	-231.6	-168.2	-106.9	-47.6	9.8	65.3	122.3
VPN	122.3										
TIR	12%										
Relación Beneficio-Costo	1.2										
Periodo de recuperación (años)	8										

* Estos valores no están en miles de pesos, corresponden a lo que se indica en cada concepto