



UNIVERSIDAD
DE PIURA

REPOSITORIO INSTITUCIONAL
PIRHUA

DISEÑO DE UN BIODIGESTOR DOMÉSTICO PARA EL APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DEL ESTIÉRCOL DE GANADO

Winston Arrieta-Palacios

Piura, junio de 2016

FACULTAD DE INGENIERÍA

Departamento de Ingeniería Mecánico-Eléctrica

Arrieta, W. (2016). *Diseño de un biodigestor doméstico para el aprovechamiento energético del estiércol de ganado* (Tesis de pregrado en Ingeniería Mecánico-Eléctrica). Universidad de Piura. Facultad de Ingeniería. Programa Académico de Ingeniería Mecánico-Eléctrica. Piura, Perú.



Esta obra está bajo una [licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-SinDerivadas 2.5 Perú](#)

[Repositorio institucional PIRHUA – Universidad de Piura](#)

UNIVERSIDAD DE PIURA
FACULTAD DE INGENIERÍA



**“DISEÑO DE UN BIODIGESTOR DOMÉSTICO PARA EL
APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DEL ESTIÉRCOL DE GANADO”**

Tesis para optar el Título de
Ingeniero Mecánico - Eléctrico

Winston Juan Oscar Arrieta Palacios

Asesor: Dr. Ing. Rafael Saavedra García Zabaleta

Piura, Junio 2016

Dedicatoria

Este trabajo se lo dedico a Dios, y a mi familia y amigos por su apoyo en todo momento durante mi formación académica y la realización del presente trabajo.

Prólogo

De acuerdo con datos del INEI (2012), más del 50% de los hogares de las zonas rurales utilizan leña para cocinar, mientras que un 20% adicional la usa junto a otros combustibles como el gas (GLP y natural), carbón y querosene. Aunque para la mayoría de estas familias, la leña y otros combustibles sólidos provenientes de la biomasa (como residuos agrícolas) son recursos gratuitos; éstos al ser quemados, emiten partículas y humos nocivos que causan problemas de salud como: infecciones agudas de las vías respiratorias (pulmonía), bronquitis crónica, cáncer pulmonar, cataratas, entre otros. Además de estos riesgos para la salud, pueden darse problemas de deforestación causados por el uso excesivo de la leña.

Por otro lado, en nuestro país existen instalaciones de crianza de ganado como porquerizas o establos con vacas para producción de carne o leche, tanto en el medio urbano como rural, donde se producen cantidades suficientes de excretas animales las cuales podrían ser valorizadas energéticamente para producir biogás y fertilizante orgánico, en lugar de constituir fuentes de contaminación para las personas y el medio ambiente circundante. Se debe tener en cuenta que las excretas ganaderas son unas de las principales fuentes de emisión de gases de efecto invernadero como el metano; tema al que actualmente se le está dando mayor interés debido a los fenómenos meteorológicos (huracanes, inundaciones, sequías, etc.) causados por el cambio climático. Además, el biogás también contribuye en la reducción en las emisiones de dióxido de carbono, otro de los principales gases de efecto invernadero, porque puede sustituir el uso de combustibles fósiles como el gas natural o GLP.

Por lo tanto, el uso del biogás producido localmente por la digestión anaeróbica controlada del estiércol animal, en reemplazo de combustibles tradicionales como la leña representa, tanto para los medianos como pequeños productores agropecuarios, una oportunidad para reducir tanto los problemas de salud y medioambientales asociados con la utilización de tales combustibles, como aquellos originados por el inadecuado manejo de las excretas animales (principalmente de vacunos y porcinos); a la vez que permite a las familias de bajos recursos beneficiarse económicamente al reemplazar los fertilizantes químicos comerciales por uno orgánico rico en nutrientes, denominado biol. Este se produce como subproducto de la digestión anaeróbica y tiene efectos comprobados en la mejora de la productividad de los cultivos.

Finalmente, quiero agradecer de manera especial al Dr. Ing. Rafael Saavedra García Zabaleta por su confianza en mi persona, y por su apoyo constante durante el desarrollo y la revisión del presente trabajo.

Resumen

La finalidad de la presente investigación es el diseño de una instalación de biogás a escala doméstica que permita aprovechar las excretas de ganado vacuno y/o porcino para satisfacer la demanda energética, para la iluminación y la cocción diaria de alimentos, de una familia de unos cinco o seis miembros. El diseño incluye el dimensionamiento del biodigestor, donde se produce la transformación de dichas excretas por medio de la digestión anaeróbica; de la zanja, donde se instala el biodigestor; del gasómetro, donde se almacena el biogás producido; y de las tuberías de transporte de gas desde el biodigestor hasta el gasómetro y desde éste hasta los puntos de consumo. Este dimensionamiento también se puede generalizar para diferentes demandas energéticas mediante la aplicación de las fórmulas expuestas en esta investigación.

Los costos aproximados de la instalación se expresan en la parte final de la investigación, teniendo presente que, para determinar la factibilidad económica (VAN) y el periodo de recuperación de la inversión (payback), también se debe considerar el rendimiento sobre los cultivos del fertilizante orgánico obtenido (biol), y la cantidad de fertilizantes químicos comerciales que se dejan de comprar, lo que puede ser motivo de futuras investigaciones.

Índice general

Introducción.....	1
Capítulo 1. La biomasa y la digestión anaeróbica para la producción de biogás	3
1.1 Definición de biomasa	3
1.1.1 Bioenergía y biocombustibles	4
1.1.2 Biogás	6
1.2 La digestión anaeróbica	11
1.2.1 Conceptos previos: sólidos totales, sólidos volátiles, materia orgánica y biodegradabilidad	11
1.2.2 Digestión anaeróbica	14
1.2.3 Campos de aplicación de la digestión anaeróbica y tipos de biomasa o sustratos utilizados	17
1.2.4 Etapas de la digestión anaeróbica	19
1.2.5 Principales factores que influyen en la digestión anaeróbica y en la producción de biogás.....	26
Capítulo 2. Biodigestores	41
2.1 Definición	41
2.2 Características principales y parámetros de funcionamiento de un biodigestor ...	43
2.2.1 Relación entre la concentración del afluente, la carga orgánica volumétrica y el tiempo de retención hidráulico	43
2.3 Tipos de biodigestores	46
2.3.1 Biodigestores domésticos	46
2.3.2 Biodigestores industriales.....	59
2.4 Ventajas del uso del biogás y del digestato producido en los biodigestores	71
2.4.1 Fuente de energía renovable y reducción de la dependencia de combustibles fósiles	71
2.4.2 Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y mitigación del calentamiento global	71
2.4.3 Generación de energía descentralizada.....	74
2.4.4 Flexibilidad en el uso final del biogás	74
2.4.5 Flexibilidad de usar distintas materias primas y reducción de desechos.....	74
2.4.6 Bajos requerimientos de agua.....	77
2.4.7 Ventajas de la utilización de digestores de bajo costo en zonas rurales.....	77
Capítulo 3. Producción de biogás y parámetros de funcionamiento de un biodigestor.....	67
3.1 Calidad del biogás y potencial de metano	67
3.2 Aspectos teóricos para el cálculo del potencial de biogás: Relación entre la demanda química de oxígeno y los sólidos volátiles	85
3.3 Cultivo bacteriano en sistemas cerrados y abiertos	86
3.3.1 Crecimiento bacteriano en sistemas cerrados en medio líquido y producción de biogás.....	86
3.3.2 Crecimiento bacteriano en sistemas abiertos y producción de biogás.....	93
3.4 Potencial o producción teórica de metano (de acuerdo a la composición química del sustrato).....	93

3.5	Producción última de metano	98
3.6	Producción real de metano.....	100
3.7	Producción de biogás y metano a partir del estiércol de animales	111
3.7.1	Elección del % de ST y la cantidad de agua necesaria.....	116
3.7.2	Rendimiento último de metano y determinación de la temperatura y TRH adecuados para la operación de un digestor	117
3.7.3	Influencia y selección de la COV	121
3.7.4	Dimensionamiento de un digestor	129
Capítulo 4. Diseño de la planta de biogás para el aprovechamiento óptimo de las excretas ganaderas		110
4.1	Biodigestor tubular de plástico	110
4.1.1	Criterios para su elección	110
4.1.2	Digestor de flujo pistón de dos fases	136
4.1.3	Agitación	137
4.1.4	Materiales y geometría	139
4.1.5	Temperatura de funcionamiento.....	153
4.1.6	Parámetros de funcionamiento y producción de biogás	164
4.1.7	Cálculo del volumen líquido del biodigestor y de la cantidad de materia prima necesaria.....	171
4.2	Dimensionamiento de la zanja y del volumen total de biodigestor	175
4.3	Presión de operación del biodigestor	184
4.4	Gasómetro.....	186
4.4.1	Cálculo del volumen necesario y del gasómetro	186
4.4.2	Diseño del gasómetro	187
4.5	Depósito y tuberías de alimentación y descarga del digestor	189
4.6	Purificación del biogás.....	191
4.6.1	Reducción del sulfuro de hidrógeno.....	192
4.6.2	Reducción del vapor de agua.....	195
4.7	Dimensionamiento de las tuberías de captación y conducción de biogás	197
4.8	Descripción de la planta de biogás: materiales y costos	200
Conclusiones.....		205
Bibliografía.....		207
Anexo 1. Resumen de parámetros operacionales de la instalación de biogás.....		217
Anexo 2. Planos acotados y esquemas de la instalación de biogás		220
Anexo 3. Cotización de la empresa CIDELSA		224
Anexo 4. Fórmulas utilizadas para calcular el material de mampostería		227
Anexo 5. Costos estimados de la instalación de biogás		229

Índice de tablas

Tabla 1.1. Los dos principales grupos de biomasa y su sub-clasificación	4
Tabla 1.2. Composición del biogás	7
Tabla 1.3. Comparación entre el biogás y otros combustibles gaseosos	8
Tabla 1.4. Comparación entre los microorganismos de la etapa ácida generadora de productos intermedios y la metanogénica	24
Tabla 1.5. Reacciones químicas producidas por las bacterias metanogénicas	25
Tabla 1.6. Características de algunas materias primas y su rendimiento promedio de metano obtenido a través de su digestión anaeróbica.....	27
Tabla 1.7. Residuos orgánicos de diversos orígenes	28
Tabla 1.8. Valores promedios aproximados para la relación C/N de algunos residuos disponibles en el medio rural.....	31
Tabla 1.9. Rangos de temperatura y tiempo de la digestión anaeróbica	34
Tabla 1.10. Relación entre la temperatura y la solubilidad en agua de algunos gases	36
Tabla 1.11. Efecto de las concentraciones de amoníaco y sulfuros en tratamientos anaeróbicos	40
Tabla 2.1. Condiciones adecuadas para la digestión anaeróbica.....	49
Tabla 2.2. Ventajas y desventajas de los biodigestores domésticos más comunes	58
Tabla 2.3. Clasificación de los biodigestores industriales.....	59
Tabla 2.4. Emisiones globales de metano procedentes del manejo del estiércol (2004).....	72
Tabla 2.5. Características básicas de los tratamientos anaeróbicos y aeróbicos	76
Tabla 2.6. Análisis financiero de un biodigestor tubular de 10 m ³ y un tipo CAMARTEC de 6 m ³ en Perú (costos y ahorros expresados en nuevos soles)	81
Tabla 3.1. Valores obtenidos del sistema de digestión batch	91
Tabla 3.2. Parámetros de la ecuación modificada de Gompertz	92
Tabla 3.3. Características de producción teórica de biogás de componentes típicos de la materia orgánica	96
Tabla 3.4. Análisis fisicoquímico de materias primas utilizadas	97
Tabla 3.5. Composición del estiércol vacuno con el cual se alimenta a los fermentadores tipo batch	98
Tabla 3.6. Efecto de la temperatura en el rendimiento último de metano del estiércol de ganado vacuno	99
Tabla 3.7. Análisis físico químico de distintas materias primas	102
Tabla 3.8. Producciones teórica, última y real (observada) de distintas materias	103
Tabla 3.9. Características físicas y bioquímicas de sustratos analizados	106
Tabla 3.10. Composición química de sustratos en estudio (base % SV).....	107
Tabla 3.11. Desechos usados en plantas de biogás danesas y su rendimiento en metano. 110	
Tabla 3.12. Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria y de la fracción orgánica de residuos municipales	111
Tabla 3.13. Composición del gas obtenido tras un proceso de descomposición anaeróbico	112
Tabla 3.14. Características físicas y rendimiento de biogás típicos del estiércol animal..	115

Tabla 3.15. Cantidad de estiércol producido por distintos animales y su rendimiento en gas	115
Tabla 3.16. Deyecciones de bovinos, cerdos y aves.....	115
Tabla 3.17. Contenido promedio de ST de diversos estiércoles animales y volumen de agua necesario	116
Tabla 3.18. Valores reportados de B_u para estiércol animal.....	118
Tabla 3.19. Valores de BD para el estiércol reportados por diferentes autores	119
Tabla 3.20. TRH usualmente utilizados en la digestión de estiércoles	120
Tabla 3.21. Condiciones de operación óptima (rango mesofílico y termofílico) para estiércol de gallinas ponedoras en jaula	122
Tabla 4.1 Permeabilidad al gas metano de diferentes membranas sintéticas (PE: Polietileno, EPR: Polietileno-polipropileno, PVC: Polivinilcloruro	140
Tabla 4.2 Efecto del peso molecular sobre las propiedades de los polímeros.....	146
Tabla 4.3 Valores típicos de cristalinidad para diferentes tipos de geomembranas	147
Tabla 4.4 Comparación de tres tipos de geomembranas	150
Tabla 4.5 Resistencia mecánica de las geomembranas de HDPE (resistencia mecánica) y de PVC (resistencia a la tracción)	152
Tabla 4.6 Valores utilizados en el modelo de transferencia de calor de Perrigault (2010).....	159
Tabla 4.7 Parámetros típicos de funcionamiento recomendados para la producción de biogás a partir de estiércol animal.....	165
Tabla 4.8. Características de estiércoles y cantidad necesaria diaria para cubrir demanda de 3.15 m^3	174
Tabla 4.9 Diferentes ángulos tita en función de la relación entre $L_{campana \text{ de gas}}$ y b	177
Tabla 4.10. Valores del ángulo tita y f_b para distintos valores de $f_{campana \text{ gas}}$	179
Tabla 4.11. Valores del ángulo α para distintos valores de $f_{campana \text{ gas}}$	181
Tabla 4.12. Valores de parámetros geométricos de la sección transversal del biodigestor para distintos ángulos α	182
Tabla 4.13. Presiones internas máximas de operación de los biodigestores	186
Tabla 4.14. Producción de biogás para diferentes horas en un mismo día.....	187
Tabla 4.15. Relación longitud/diámetro de accesorios.....	198
Tabla 4.16. Valores apropiados para el diámetro de tubería de acuerdo al caudal de biogás requerido y de la longitud del sistema de tuberías, para una caída de presión máxima de 5 mbar.	199

Índice de figuras

Figura 1.1. Formas de conversión en biomasa	4
Figura 1.2. Suministro total mundial de energía primaria en los años 1973 y 2012	5
Figura 1.3. Equivalencias de biogás con otras fuentes de energía.	8
Figura 1.4. Comparación de biocombustibles de uso vehicular: automóvil que utiliza biocombustibles producidos a partir de cultivos energéticos obtenidos en una hectárea de tierra cultivable	10
Figura 1.5. Usos energéticos del biogás	11
Figura 1.6. Clasificación de los sólidos totales	13
Figura 1.7. Composición de la biomasa y producción de biogás	14
Figura 1.8. Tecnologías de conversión de la biomasa y los residuos	16
Figura 1.9. Proceso de digestión anaeróbica	19
Figura 1.10. Etapas de la digestión anaeróbica	21
Figura 1.11. Esquema de reacciones durante el proceso de digestión anaeróbica	25
Figura 1.12. Producción acumulada a partir de cartón en función del contenido en ST. La ampliación corresponde a los 40 primeros días del experimento.	30
Figura 1.13. Curva generalizada de crecimiento microbiano	33
Figura 1.14. Producción de biogás en función de la temperatura	35
Figura 2.1. Esquema de una planta de biogás.....	41
Figura 2.2. Esquema descriptivo de una planta de biogás de la compañía Puxin en China	42
Figura 2.3. Planta de biogás en Nicaragua	42
Figura 2.4. Esquema de un digestor y sistema de almacenamiento de biogás	43
Figura 2.5. Relación entre la COV y el TRH para distintas c_o	47
Figura 2.6. Biodigestor tipo hindú.....	50
Figura 2.7. Planta de biogás con biodigestor tipo hindú	50
Figura 2.8. Digestor de domo flotante.....	51
Figura 2.9. Construcción de biodigestor tipo chino en Vietnam.....	52
Figura 2.10. Biodigestor tipo chino promovido por INTINTEC (Perú).....	52
Figura 2.11. Planta de biogás comercializada por CAMARTEC, Tanzania	54
Figura 2.12. Esquema isométrico del modelo CAMARTEC	54
Figura 2.13. Digestor de balón: la parte superior se infla a medida que el biogás se recoge en ella	55
Figura 2.14. Ubicación del digestor en zanja protegida con tapias de adobe.....	56
Figura 2.15. Diagrama esquemático de un digestor tubular de plástico de bajo costo.....	57
Figura 2.16. Esquema de un digestor discontinuo.....	61
Figura 2.17. Digestor en carga en batch	61
Figura 2.18. Esquema de un digestor CSTR típico	62
Figura 2.19. Propuesta de diseño para digestor CSTR en hormigón armado sobre tierra ..	64
Figura 2.20. Biodigestor de hormigón armado forrado de material aislante.....	65
Figura 2.21. Reactor de mezcla completa sin recirculación	66
Figura 2.22. Reactor de mezcla completa con recirculación o de contacto anaerobio.....	66
Figura 2.23. Esquema de digestor de flujo pistón	67
Figura 2.24. Esquema de un digestor de flujo pistón con cubierta flexible	67

Figura 2.25. Instalaciones con vacas lecheras para recoger estiércol por raspado	68
Figura 2.26. Esquema de un digestor de laguna cubierta	69
Figura 2.27. Laguna de hormigón cubierta con membrana.....	69
Figura 2.28. Planta de biogás de laguna cubierta en Venezuela.....	70
Figura 2.29. Laguna de biodigestor terminada (con cubierta, tuberías de alimentación y descarga, y agitadores)	70
Figura 2.30. El ciclo sustentable del biogás de la digestión anaeróbica.....	73
Figura 2.31. Uso de sustratos en plantas de biogás en Alemania (2008)	75
Figura 2.32. Balance comparativo entre los procesos aerobios y anaerobios	75
Figura 3.1. Curva de crecimiento de una población bacteriana instalada sobre un sustrato y evolución del oxígeno consumido	87
Figura 3.2. Fases de la curva de crecimiento bacteriano	88
Figura 3.3. Función sigmoide	89
Figura 3.4. Producción diaria (A) y acumulada (B) de biogás, y su contenido de metano (C) de tres desechos en el ensayo BMP	90
Figura 3.5. Producción acumulada de metano en reactores batch.....	92
Figura 3.6. Eliminación de SV (producción de gas) y producción volumétrica (Pv) de gas en función de la concentración del influente y del TRH para un digestor CSTR	94
Figura 3.7. Comparación entre la producción real (a) y teórica o potencial de biogás (b) .	95
Figura 3.8. Producción acumulada de metano durante la fermentación anaeróbica de estiércol vacuno en modo discontinuo y en dos temperaturas diferentes	99
Figura 3.9. Efecto de la concentración de lignina en la producción de metano y biodegradabilidad. Línea de regresión para BMP: A) cultivos energéticos ($y = -2.58x + 460.6$; B) estiércol animal ($y = -1.40x + 388.9$) y C) combinación de ambos ($y = -1.675x + 421.7$). Líneas de regresión de BD: A') cultivos energéticos ($y = -0.0059x + 1.0197$); B') estiércol animal ($y = -0.0033x + 0.8322$) y C') combinación de ambos ($y = -0.0041x + 0.9331$).....	105
Figura 3.10. Rendimiento específico promedio de metano de diferentes sustratos	109
Figura 3.11. Características del estiércol animal y sistemas de manejo para la producción de biogás.....	113
Figura 3.12. Curvas típicas de producción de biogás a diferentes temperaturas y periodos de digestión	120
Figura 3.13. Diagrama esquemático de un digestor semicontinuo de mezcla completa a escala de laboratorio	122
Figura 3.14. Efecto de la COV (g SV / l . día) en el rendimiento de metano (l CH ₄ /g SV) para purín de cerdo (a) y purín de vacuno (b) a la temperatura de ◦ (24 °C) y Δ (35 °C).123	123
Figura 3.15. Producción de biogás por unidad de carga en función de la velocidad de carga orgánica (COV)	124
Figura 3.16. Producción volumétrica de metano versus la COV	125
Figura 3.17. Producción volumétrica de metano al día en función del TRH y a distintas temperaturas para estiércol vacuno (a) y porcino (b)	127
Figura 3.18. Productividad de metano versus el TRH para distintas c_o	128
Figura 3.19. Productividad volumétrica de metano en función del TRH para distintas c_o	129

Figura 3.20. Productividad volumétrica de metano en función de la COV a partir del estiércol de vaca (a) y de llama (b) a 35 °C (■) y 11 °C (◆).	131
Figura 3.21. Influencia de la COV en la producción diaria total de metano a partir del estiércol de vaca (a) y de llama (b) a 35 °C (■) y 11 °C (◆).	131
Figura 4.1 Sección transversal del contenido interior de un digestor tubular horizontal ..	134
Figura 4.2 Esquema de un sistema de digestión anaeróbica de dos fases	136
Figura 4.3. Diferentes modos de agitación de biodigestores domésticos	138
Figura 4.4. Esquema de un digestor de plástico equipado con sistema de agitación por cuerda	138
Figura 4.5 Biodigestores con agitación mediante cuerda	138
Figura 4.6. Objeto y cuerda usados para la agitación de biodigestores plásticos.....	139
Figura 4.7 Diferentes muestras de films poliméricos utilizados para estudiar su transmisividad.....	143
Figura 4.8. Relación entre radiación transmitida y recibida para diferentes longitudes de onda y diferentes tipos de polietileno cuyas composiciones se muestran	143
Figura 4.9 Curva esfuerzo – deformación para un polímero típico mostrando los parámetros más importantes de un ensayo de tracción.	145
Figura 4.10 Modos de falla de las geomembranas	146
Figura 4.11 Efecto de la variación de la cristalinidad, plasticidad y temperatura sobre las propiedades mecánicas de las geomembranas de HDPE.....	148
Figura 4.12 Curva esfuerzo versus deformación de PVC plastificado con diferentes cantidades de plastificante DOP (en phr)	148
Figura 4.13 Deformación de una geomembrana debido a los gases producidos en un vertedero	149
Figura 4.14 Disposición típica del ensayo de tensión multiaxial (ASTM D5617)	149
Figura 4.15 Prueba ASTM D5617 llevada a cabo en una geomembrana de HDPE	151
Figura 4.16 Biodigestor de domo fijo integrado con colectores solares	155
Figura 4.17. Biodigestor rectangular enterrado y calentado mediante colector solar	155
Figura 4.18. Estructura de invernadero sobre un biodigestor de domo flotante de 80 m ³ en India.....	156
Figura 4.19 Estructura de invernadero sobre biodigestores tubulares.....	157
Figura 4.20 Distribución de temperaturas para un biodigestor tubular plástico.....	157
Figura 4.21 Biodigestor tubular con invernadero a una agua.....	158
Figura 4.22. Notación utilizada en el modelo de transferencia de calor de Perrigault (2010)	159
Figura 4.23. Biodigestores de planta piloto en Cusco	160
Figura 4.24 Comparación de la temperatura interna de un biodigestor tubular con invernadero a una y dos aguas	160
Figura 4.25 Relación entre el valor promedio mensual de energía solar radiante a través de un material de cubierta y el mes del año para ángulos de inclinación entre 10° y 60°	161
Figura 4.26 Distribución de temperaturas promedio dentro del digestor tubular, correspondientes a 5 cm, 30 cm y 60 cm debajo de la superficie del líquido, y la temperatura promedio de éstas	162
Figura 4.27 Acimut de invernadero medido desde el sur	162

Figura 4.28 Radiación solar total diaria para cada día del año según la orientación de la superficie y para una inclinación de 20° (con la horizontal) de esta superficie	163
Figura 4.29 Producción de biogás a partir del estiércol animal	164
Figura 4.30 Depósitos plásticos utilizados para medir el biogás producido	169
Figura 4.31 Efecto de la COV en la producción de biogás a partir del estiércol de cerdo en un biodigestor tubular.....	171
Figura 4.32. Cocina a biogás de una hornilla	173
Figura 4.33 Lámpara a biogás	174
Figura 4.34 Esquema de un biodigestor tubular prefabricado.....	175
Figura 4.35 Reducción del volumen líquido del biodigestor por reducción en su sección transversal (para un mismo volumen gaseoso).....	176
Figura 4.36 Secciones transversales de un biodigestor tubular para distintas formas de la zanja.....	176
Figura 4.37 Parámetros geométricos de biodigestor tubular y zanja trapezoidal.....	177
Figura 4.38 Relación área transversal de la zanja/área transversal del digestor ($CS_{trench}/CS_{tubular}$) para distintos valores de f_b , siendo $f_{campana\ gas}$ o $f_{bell} = 1.3$	179
Figura 4.39. Dimensiones de sección transversal de la campana de gas y abertura superior de la zanja, para una $C = 4m$ y $f_{campana\ gas} = 1.2$	180
Figura 4.40. Forma triangular de la zanja cuando su base (lado a) se hace demasiado pequeña	180
Figura 4.41. Valores de parámetros de la sección transversal de la zanja y campana de biogás para $f_{campana\ gas} = 1.2$ ($\alpha = 24^\circ$).....	181
Figura 4.42. Dimensiones de zanja para un digestor tubular de 4 m de circunferencia y $\alpha = 7^\circ$	183
Figura 4.43. Vista isométrica acotada de la zanja en la que se debe instalar el biodigestor	183
Figura 4.44. Dimensiones de la zanja para las tuberías de alimentación (entrada y salida del biodigestor).....	184
Figura 4.45. Distribución de esfuerzos ejercidos por una presión interna en un recipiente cilíndrico de pared delgada.....	184
Figura 4.46. Descomposición de fuerzas ejercidas por una presión interna en un recipiente de pared delgada	185
Figura 4.47. Reservorios de biogás de polietileno (izquierda) y PVC (derecha)	188
Figura 4.48. Reservorios de biogás con mecanismos para mantener la presión uniforme	188
Figura 4.49. Reservorio de biogás con mecanismo para mantener la presión constante ..	189
Figura 4.50. Poza de entrada al digestor.....	189
Figura 4.51. Carga diaria del biodigestor	190
Figura 4.52. Sección longitudinal del biodigestor y de sus depósitos de alimentación y descarga	191
Figura 4.53. Comparación entre alambrina oxidada (izquierda) y no oxidada (derecha) .	195
Figura 4.54. Trampa de agua y regulador de presión en forma de T, usando codos de 45°	196
Figura 4.55. Trampa de agua y regulador de presión en forma de U, usando codos de 45° y 90°	196

Figura 4.56. Esquema general de una instalación doméstica de biogás 203

Introducción

El biogás se forma naturalmente a partir de la descomposición de la materia orgánica bajo condiciones anaeróbicas (en ausencia de oxígeno). La digestión anaeróbica ha sido ampliamente aplicada a nivel mundial por casi 200 años, tanto a nivel doméstico como industrial, para la producción de energía (metano), la estabilización de desechos orgánicos contaminantes y la producción de fertilizante orgánico. Alessandro Volta, ya en el año 1776, era el primero en descubrir el origen biológico de metano al observar la formación de un gas combustible sobre lagos y aguas estancadas, relacionando esta formación con la cantidad de materia orgánica en descomposición depositada en el fondo.

Desde la década de 1930, la producción de biogás en países desarrollados ha sido un proceso estandarizado para la estabilización de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (lodos de depuradora), pero lo que ha cambiado en los últimos 40 años es que dicha producción ha alcanzado una escala más industrializada, con una mayor eficiencia, grado de complejidad y especificación, particularmente en Europa y Norteamérica (Agencia Internacional de la Energía, 2013). En estos países, la aplicación de la digestión anaeróbica se ha realizado más por motivos medioambientales que por puramente energéticos. Así por ejemplo, al finalizar el año 2011 existían más de 4000 biodigestores en Alemania, 350 en Austria, 55 en Dinamarca, entre otros; y en el 2010 se registraron en funcionamiento más de 160 en Estados Unidos y 17 en Canadá (Rajendran, Aslanzadeh y Taherzadeh, 2012).

En los países en vías de desarrollo, sin embargo; se ha impulsado la producción de biogás a pequeña escala, principalmente a partir de estiércol bovino, con el propósito de obtener energía y fertilizante orgánico. Se calcula que existen más de 30 millones de digestores domésticos en China, seguida por India con 3.8 millones, 0.2 millones en Nepal, 60000 en Bangladesh, y en países africanos como Kenia y Etiopía más de 1000 en cada uno (Rajendran, Aslanzadeh y Taherzadeh, 2012). En Latinoamérica también se han llevado a cabo investigaciones con estiércol animal en países como México, Costa Rica y Colombia, y en nuestro país en regiones alto andinas como Cajamarca y Cusco. Sin embargo, en estos países la pobre calidad constructiva, constructores inexpertos, y conocimiento insuficiente de la tecnología tanto a nivel práctico como en los centros de investigación, son razones por las que un reducido porcentaje de estas instalaciones de biogás continúan en funcionamiento.

En la presente investigación se dimensiona una instalación de biogás que permita satisfacer la demanda energética diaria de una familia para la cocción de alimentos e iluminación. En el primer capítulo se describe la digestión anaeróbica y los principales factores que la afectan, así como las características de la materia orgánica. En el segundo capítulo se describen las ventajas y desventajas de los diferentes tipos de biodigestores domésticos. En el tercer capítulo se dan los conceptos a tener en cuenta para analizar el rendimiento de biogás de determinada materia orgánica y se hace una descripción de los parámetros de operación de un biodigestor; y en el cuarto capítulo se selecciona el modelo de biodigestor doméstico más apropiado para la producción de biogás (biodigestor taiwanés), se analizan los rendimientos de biogás obtenidos por diferentes investigadores en dicho modelo de biodigestor, y luego se dimensiona la instalación de biogás y se determina su costo aproximado.

Capítulo 1

La biomasa y la digestión anaeróbica para la producción de biogás

1.1 Definición de biomasa

Según la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC por sus siglas en inglés) la biomasa se define como:

“Material orgánico no fosilizado y biodegradable originario de plantas, animales y microorganismos”.

En esta definición se incluyen: los residuos provenientes de plantas y animales (residuos de biomasa), las fracciones orgánicas no fosilizadas y biodegradables de residuos industriales y municipales, y los gases y líquidos recuperados de la descomposición de material orgánico no fosilizado y biodegradable.

Por tanto, la biomasa es cualquier tipo de material orgánico que ha tenido su origen como consecuencia de un proceso biológico natural (vegetal o animal), excluyendo el material orgánico que ha permanecido por millones de años en formaciones geológicas y que se ha transformado en combustibles fósiles. Es decir, la biomasa está constituida por todas las plantas, los desechos animales (estiércoles y cadáveres) o la interacción de ambos, incluyendo solamente especies biológicas vivas y/o muertas “recientemente”. Se afirma que cualquier tipo de biomasa proviene directa o indirectamente del proceso de fotosíntesis (ver figura 1.1), y constantemente se está formando por la interacción del dióxido de carbono (CO₂), aire, agua, suelo y luz solar con las plantas y animales (Basu, 2013).

Ejemplos de biomasa son: las materias provenientes de bosques (árboles, residuos de madera, etc.), actividades agropecuarias (tallos de maíz, cáscaras de semillas, bagazo, estiércol de ganado, de aves de corral o cerdos, etc.), cultivos energéticos destinados a la producción de biocombustibles (alfalfa, maíz, soya, canola y otros aceites vegetales, etc.), residuos domésticos e industriales (lodos de plantas depuradoras, residuos sólidos urbanos, desechos de comida, etc.), entre otros. Según Basu (2013), todos estos tipos de biomasa pueden ser clasificados en dos grandes grupos, dependiendo si ésta se encuentra en su forma virgen o natural o si proviene del desecho de las actividades humanas o de animales (ver tabla 1.1).

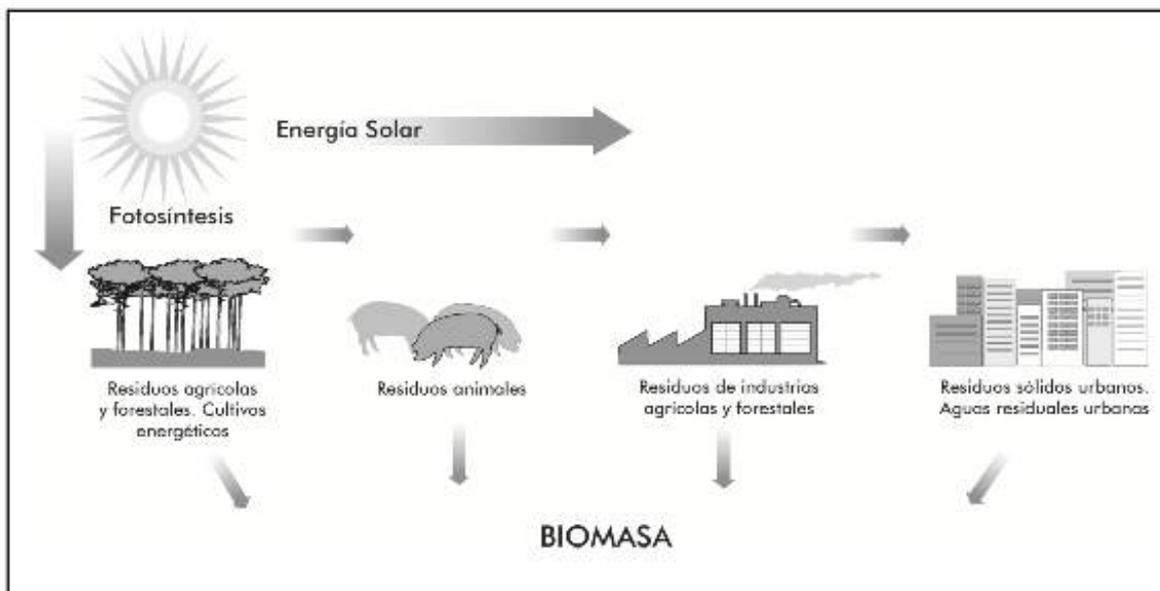


Figura 1.1. Formas de conversión en biomasa

Fuente: FUNIBER (s.f.)

Tabla 1.1. Los dos principales grupos de biomasa y su sub-clasificación

Biomasa virgen o natural	Biomasa terrestre	Biomasa forestal
		Pastos
	Biomasa acuática	Cultivos energéticos
		Cosechas cultivadas
Biomasa de residuos	Desechos municipales	Algas
		Plantas acuáticas
		Desechos sólidos municipales
	Residuos agropecuarios	Biosólidos, aguas residuales
		Gas de rellenos sanitarios (vertederos)
	Residuos forestales	Ganadería y estiércoles
		Residuos de cultivos agrícolas
	Residuos industriales	Cortezas, hojas, residuos orgánicos del suelo
		Madera de demolición, aserrín

Fuente: Basu, 2013

1.1.1 Bioenergía y biocombustibles

Desde las primeras civilizaciones, el ser humano ha usado la biomasa como fuente de alimentación, materiales de construcción, fibras y energía. De esta manera se convirtió en la fuente de energía más importante y en la base de la producción industrial. Sin embargo, con el uso masivo de combustibles fósiles su aprovechamiento, como principal fuente energética

mundial, fue disminuyendo progresivamente. Tal situación se representa en la figura 1.2 donde se puede apreciar que el petróleo es la principal fuente de energía primaria a nivel mundial con casi la tercera parte del total, y triplicando el aporte de la biomasa en el año 2012 según la Agencia Internacional de la Energía (IEA por sus siglas en inglés).

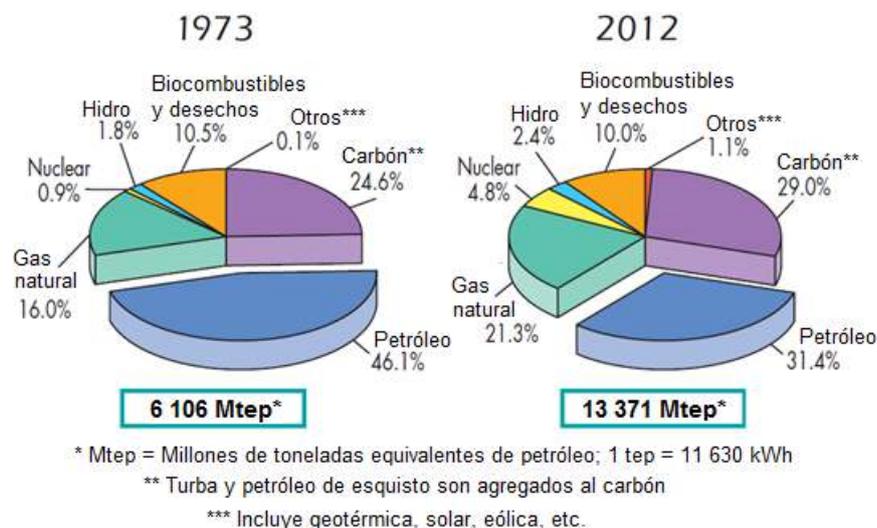


Figura 1.2. Suministro total mundial de energía primaria en los años 1973 y 2012

Fuente: Agencia Internacional de la Energía, 2014

A pesar del panorama descrito anteriormente, en los últimos años la utilización de la biomasa como una alternativa a los combustibles fósiles está tomando cada vez mayor importancia. Así por ejemplo, Vassilev et al. (2012) afirman que para el año 2050 se estima que entre el 33 y 50% del consumo de energía primaria mundial podría provenir de la biomasa. Los principales factores de este cambio son:

1. Problemas ambientales cada vez más severos relacionados con el calentamiento global, originado principalmente por el uso de combustibles fósiles.
2. La creciente demanda de energía a nivel mundial requerirá grandes cantidades de petróleo que no se pueden compensar con el declive en la producción en los yacimientos y en las reservas existentes, lo que también genera inestabilidades en su precio.

Extensas investigaciones se están llevando a cabo en todo el mundo para mejorar el uso de la biomasa en lugar de combustibles fósiles para la producción de energía. La bioenergía, es decir, la utilización de la biomasa como recurso energético, puede clasificarse en tres categorías dependiendo del tipo de biomasa que utilice:

1. Biomasa natural: se genera sin intervención humana (por ejemplo, la caída de ramas de árboles).
2. Biomasa residual: proviene de actividades agrícolas, silvícolas y ganaderas, residuos de industrias como la agroalimentaria (bagazos, cáscaras, vinazas, etc.) y de la transformación de la madera (aserraderos, fábrica de papeles y muebles, etc.).

3. Cultivos energéticos: aquellos que son destinados a la producción de biocombustibles líquidos.

1.1.2 Biogás

La bioenergía puede obtenerse mediante la combustión directa de la biomasa o por medio de la transformación de la materia orgánica en otros combustibles o subproductos. Alrededor del 95-97% de la bioenergía total mundial se produce a través de la primera forma (Vassilev et al., 2012).

Los biocombustibles, debido a que son generados a partir de la biomasa, tienen un origen biológico y renovable. Existen biocombustibles sólidos como: la leña, el carbón y los residuos agropecuarios; biocombustibles líquidos como: el biodiesel y el etanol; y biocombustibles gaseosos como: el biogás y el biohidrógeno.

Existen, básicamente, tres tipos de biocombustibles en función de la materia prima y tecnología utilizada para su producción:

1. Biocombustible de primera generación: producidos a partir de aceites, azúcares y almidones que tienen su origen en cultivos alimenticios (maíz, caña de azúcar, etc.)
2. Biocombustible de segunda generación: provenientes de cultivos no alimenticios y porciones no comestibles de cultivos alimenticios (pastos perennes, residuos de cosechas, etc.)
3. Biocombustibles de tercera generación: se producen a partir de algas.

El biogás es un gas combustible que se origina de la degradación o digestión anaeróbica (tratada en el apartado 1.2), y se compone principalmente de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), además de otros gases como el hidrógeno (H_2) y el sulfuro de hidrógeno (H_2S). El porcentaje (en volumen) de metano contenido en el biogás puede variar desde mínimo de 55% o 60% hasta un máximo de alrededor 80%, por lo que su poder calorífico inferior, dependiente de la cantidad de metano, puede variar de 4700 a 5500 kcal /m³ o de 5 a 7 kWh/m³ (Moncayo Romero, 2013). Este rango varía en la literatura técnica, algunos autores por ejemplo consideran el biogás con un contenido de metano entre 50% y 70% (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007). De esta manera, si se considera un biogás con un contenido estándar de 50% en metano, su poder calorífico será de 21 MJ/Nm³, su densidad de 1.22 kg/Nm³ y tendrá una masa similar a la del aire (1.29 kg/Nm³) (Al Seadi et al., 2008).

Se debe tener en cuenta que el biogás es generado por un proceso biológico natural, por lo tanto, su composición depende en gran medida de factores como: el tipo de materia prima utilizada, el sistema de digestión anaeróbica y además de parámetros operacionales como: la temperatura, los cuales son tratados con mayor detalle en la sección 1.2 y en el capítulo 3. Es interesante notar que son pocos los autores que especifican las condiciones (estándar o normales) bajo las cuales se expresan el volumen del biogás, u otras características como su poder calorífico. En la tabla 1.2 se muestra la composición media del biogás, así como el poder calorífico de sus componentes, a la temperatura y presión indicadas. Nótese que aparte

del metano, los otros componentes prácticamente no tienen ningún aporte energético al biogás debido a su presencia casi nula en el mismo (<1%) y a su bajo poder calorífico.

Tabla 1.2. Composición del biogás

Composición media del biogás y poder calorífico inferior de sus componentes (15.55 °C y 1 atm)		
CH₄	60 – 80%	8 145 kcal/m ³
CO₂	20 – 40%	-
H₂	1 – 3%	2 441 kcal/m ³
O₂	0.1 – 1%	-
CO	0 – 0.1%	2 868 kcal/m ³
N₂	0.5 – 3%	-
SH₂, NH₃	0.5 – 1%	5 552 kcal/m ³
H₂O	Variable	-

Fuente: Sebastián N., Fernando; Royo H., Javier. Fundación CIRCE, 2002

1.1.2.1 Comparación entre el biogás y otros combustibles

Debido a su contenido en metano, el biogás, también llamado gas pobre o de baja energía, tiene características similares al gas natural, pero con un poder calorífico inferior un poco mayor a la mitad del poder calorífico de este combustible fósil. Por ejemplo: el poder calorífico inferior (PCI) del gas natural puede fluctuar entre 8.2 y 11.1 kWh/Nm³, mientras que el del biogás está entre 4.5 y 7 kWh/Nm³. Este valor, como se mencionó antes, depende de su contenido de metano. Si se considera un biogás con un contenido en metano del 60%, éste tendrá un poder calorífico inferior de unos 5500 kcal/Nm³ o 6.4 kWh/Nm³ (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).

En la figura 1.3 se presenta la comparación entre el biogás y otras fuentes de energía, mientras que en la tabla 1.3 se presenta la comparación con otros combustibles gaseosos. En todos ellos se debe tener en claro de cuanto contenido en metano se está considerando. Sin embargo, en estas figuras no se indica si el volumen de biogás está expresado en condiciones normales (Nm³) o estándares (Sm³); sin embargo, muchos autores en la literatura técnica asumen condiciones normales. En la tabla 1.3, se asume que el gas natural es básicamente metano (~ 100% CH₄ en volumen), lo que no se aleja mucho de la realidad; haciendo que ambos gases tengan el mismo poder calorífico.

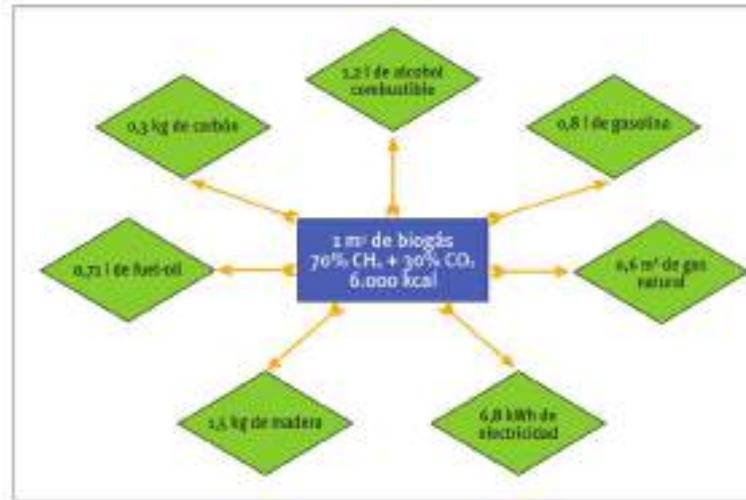


Figura 1.3. Equivalencias de biogás con otras fuentes de energía.

Fuente: Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España. (2007)

Tabla 1.3. Comparación entre el biogás y otros combustibles gaseosos

Energía equivalente (valor energético) de biogás vs otras fuentes					
Valores	Biogás*	Gas natural	Gas propano	Gas metano	Hidrógeno
Valor calorífico (kWh/m ³)	7.0	10	26	10	3
Densidad (kg/m ³ _N)	1.08	0.7	2.01	0.72	0.09
Densidad respecto al aire	0.81	0.54	1.51	0.55	0.07
Límite de explosión (% de gas en el aire)	6 – 12	5 – 15	2 – 10	5 – 15	4 – 80
Temperatura de encendido (°C)	687	650	470	650	585
Máxima velocidad de encendido en el aire (m/s)	0.31	0.39	0.42	0.47	0.43
Requerimiento teórico de aire (m ³ /m ³)	6.6	9.5	23.9	9.5	2.4

* Composición promedio del biogás: CH₄ (65%) y CO₂ (35%)

Fuente: Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011

1.1.2.2 Tratamiento y usos del biogás

En el biogás, además del metano, están presentes otros gases como el ácido sulfhídrico o sulfuro de hidrógeno, vapor de agua, monóxido de carbono, entre otros; los cuales hacen necesaria una limpieza o refinamiento de este biocombustible, en función del uso final que se le vaya a dar.

Los usos que se le pueden dar al biogás pueden ser los mismos de cualquier otro combustible gaseoso, dependiendo de la tecnología de producción con la que se cuente y del grado de refinamiento y purificación al que se pueda llegar. De esta manera, si se logran eliminar todos los compuestos diferentes al metano, las posibilidades de usos son las mismas que la del gas natural sea como gas comprimido (similar a GNC) o gas líquido (similar al GNL). Entre los usos del biogás se encuentran:

- **Combustión directa en calderas o quemadores:** Uso más simple que se le puede dar para obtener energía térmica, debido a que no se requiere ningún tratamiento previo. Por ejemplo, para cocinar, calentar agua o iluminación. Este uso, a pequeña escala, está bastante difundido en aquellos lugares donde los combustibles fósiles son escasos como las áreas rurales, mediante el uso de pequeños digestores familiares. Dado que en este caso el requerimiento de calidad del biogás es bajo, solo se necesitan alcanzar presiones de gas de 8 a 25 mbar y mantener niveles de H₂S inferiores a 100 ppm para conseguir un punto de rocío de 150 °C (Al Seadi, y otros, 2008).
- **En motores alternativos o turbinas para generar electricidad y calor:** La cogeneración se utiliza en muchos países que cuentan con un sector de biogás desarrollado, porque se buscan utilidades eficientes del mismo para la producción de energía. El biogás se utiliza en turbinas de gas (microturbinas de 25 kW hasta 100 kW y en turbinas grandes de más de 100 kW) para generar calor y electricidad, con una eficiencia comparable a los motores de encendido por chispa y con bajo mantenimiento. Los motores de gas tienen unos límites máximos para la presencia de determinados gases como: el sulfuro de hidrógeno, hidrocarburos halogenados y siloxanos. En estos sistemas, el biogás debe estar libre del vapor de agua y del H₂S (presencia menor a 100 ppm) (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).
- **Combustible vehicular:** El uso del biogás en el sector transporte es atractivo debido a que es muy similar en su naturaleza al gas natural, pudiendo aportar los mismos beneficios en vehículos que funcionen a base de este combustible fósil, con la ventaja que el biometano es una fuente de energía renovable. El biogás es ideal para su uso en motores con alta relación de compresión como en los de diésel, debido a que tiene un octanaje que oscila entre 100 y 110, aunque tenga como desventaja su baja velocidad de encendido (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011). Las principales ventajas que aporta el uso del biogás en este sector son: un efecto nulo sobre el ciclo del carbono, disminución en las emisiones de gases y una reducción en el nivel de ruidos del motor (FUNIBER, pág. 28). De acuerdo con Al Seadi et al. (2008), las emisiones globales de dióxido de carbono (dependientes de la

materia prima usada para la obtención del biogás y del origen de la electricidad necesaria para su refinamiento y compresión), las emisiones de partículas, hollín y NO_x , se reducen drásticamente; incluso en comparación con los motores diesel modernos equipados con filtros de partículas. Es por esto que se considera que el biogás tratado y mejorado tiene uno de los mayores potenciales para ser usado como combustible vehicular, en comparación con otros biocombustibles.

Se estima que la producción de biogás utilizando cultivos energéticos como materia prima tiene mayor potencial que convirtiendo a éstos en otros biocombustibles, aún si los residuos o subproductos de sus respectivos procesos se convierten luego en biogás. Así por ejemplo, en la figura 1.4 se muestran las distancias que recorrería un automóvil si usa las cantidades de biocombustibles obtenidos a partir de una hectárea cultivada con diferentes cultivos energéticos. Se nota claramente que el biogás permite recorrer distancia mucho mayor, siendo comparable únicamente con los biocombustibles BtL¹. Esto considerando un consumo de 7.4 l/100 km para el caso de un motor a gasolina (uso de biometano, BtL y bioetanol) y 6.1 l/100 km para el caso de un motor diesel (uso de biometano, BtL, aceite de colza y biodiesel).

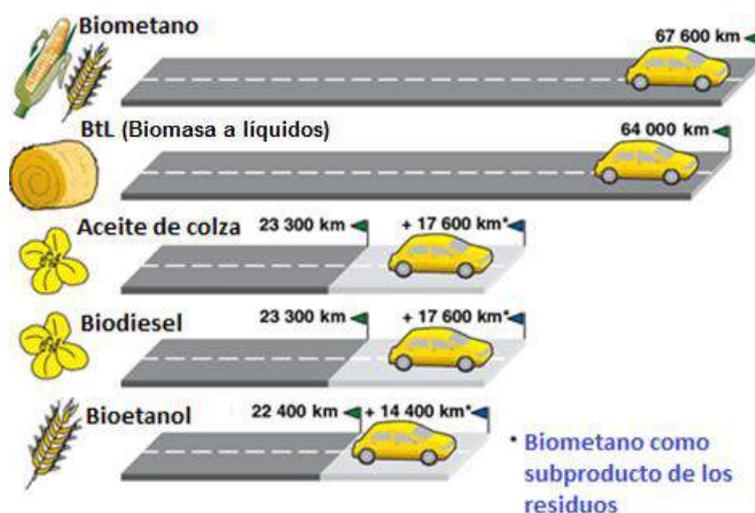


Figura 1.4. Comparación de biocombustibles de uso vehicular: automóvil que utiliza biocombustibles producidos a partir de cultivos energéticos obtenidos en una hectárea de tierra cultivable

Fuente: Al Seadi et al., 2008

- **Purificación y agregado de aditivos al biogás para su inyección en una red de transporte de gas natural:** Una de las ventajas más importantes de este uso es que la red de gas natural se puede conectar a los centros de producción de biogás, los

¹ Los biocombustibles obtenidos por procesos BtL (Biomass-to-Liquid) se denominan biocombustibles de segunda generación, los cuales consisten en combustibles líquidos fabricados a partir de la biomasa lignocelulósica de plantas mediante procesos termoquímicos. El objetivo es producir combustibles que son similares a la gasolina o el diésel. La biomasa es pre-tratada y luego convertida a gas de síntesis (*syngas* en inglés) vía gasificación. Este gas resultante es luego limpiado antes de su conversión y acondicionamiento final para obtener biocombustibles líquidos. Unos de los procesos de síntesis más importantes para la producción de combustibles líquidos a partir de gas de síntesis es el denominado Fischer-Tropsch, inventado por los alemanes en 1920.

cuales usualmente se encuentran en áreas rurales alejadas de los centros de consumo densamente poblados.

Países como Suecia, Suiza, Alemania y Francia tienen estándares o sistemas de certificación para la inyección del biogás en las redes de gas natural, los cuales fijan límites a componentes como: sulfuros, oxígeno, partículas y punto de rocío del agua (Al seadi et al., 2008).

En la figura 1.5 se resume todo lo explicado anteriormente en este punto. En ésta se esquematizan los diferentes usos finales más importantes que puede tener el biogás, así como los tratamientos necesarios.

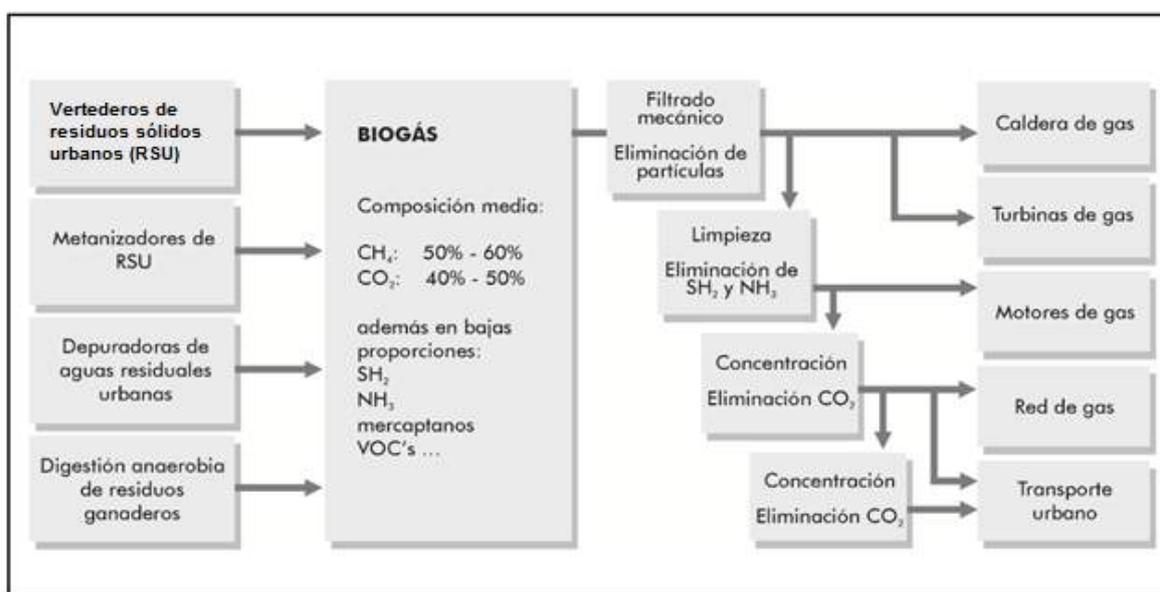


Figura 1.5. Usos energéticos del biogás

Fuente: FUNIBER (s.f.)

1.2 La digestión anaeróbica

1.2.1 Conceptos previos: sólidos totales, sólidos volátiles, materia orgánica y biodegradabilidad

Toda la biomasa aprovechable en procesos de digestión anaeróbica para la producción de biogás, está conformada por dos componentes principales: agua y materia sólida (materia seca (MS) o sólidos totales (ST)).

Los sólidos totales son los residuos materiales que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra de materia prima y su posterior secado en un horno a una temperatura definida (ya sea 105 °C o 180 °C). Los sólidos totales se dividen en sólidos suspendidos totales (aquellos que son retenidos por un filtro de poro nominal de 2 µm o menor) y en sólidos disueltos totales (los que pasan a través del filtro) (Mountain Empire Community College). La separación entre los sólidos en suspensión y los sólidos disueltos depende de dos factores principales: las características del filtro (el tipo de soporte de filtro, el tamaño de poro, la porosidad, área y el grosor del filtro) y del material depositado

(naturaleza física, tamaño de partícula y la cantidad del material depositado en el filtro). (American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA); Water Environment Federation (WEF), 1999; Mountain Empire Community College).

Los sólidos disueltos totales comprenden sales inorgánicas (principalmente de calcio, magnesio, potasio, sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos) y algunas pequeñas cantidades de materia orgánica que se disuelven en agua. A su vez, los sólidos totales, disueltos y en suspensión, pueden ser fijos y volátiles. Los primeros son aquellos que permanecen luego de una combustión a 500 °C. Los segundos equivalen al peso perdido durante la combustión (Mountain Empire Community College).

La materia orgánica o compuesto orgánico es una sustancia química que contiene carbono, formando enlaces carbono – carbono y carbono – hidrógeno, y en muchos casos también puede contener oxígeno, nitrógeno, azufre, fósforo, boro, halógeno y otros elementos. Está compuesta, principalmente, por macromoléculas como carbohidratos, lípidos, proteínas y ácidos nucleicos. Las aguas naturales sin contaminar presentan concentraciones (mg/l) muy bajas de materia orgánica. Las aguas contaminadas por materia orgánica pueden tener distintos orígenes como: el doméstico/urbano, el agrícola y el industrial. Los parámetros o indicadores que se utilizan para medir el grado de contaminación o de materia orgánica, presente en el agua se basan en la cantidad de oxígeno necesario para descomponer u oxidar los productos orgánicos. Entre éstos se encuentran la Demanda Bioquímica o Biológica de Oxígeno (DBO), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y el Carbono Orgánico Total (COT) (Gobierno de Navarra).

Si los sólidos totales se someten a una combustión o calentamiento bajo una temperatura de 600 °C durante 20 minutos o a 550 °C durante 6 horas en un horno bien ventilado, la materia orgánica se convierte a CO₂ y H₂O (esta pérdida de peso se interpreta en términos de materia (o masa) orgánica o volátil, mientras que los sólidos que no se volatilizan—las cenizas que quedan—se denominan sólidos fijos) (Aguamarket; Moncayo Romero, 2013; Chowdhury & Fulford, 1992). El método se basa en el hecho de que la mayoría de los materiales orgánicos se queman a esta temperatura, mientras que la mayoría de compuestos inorgánicos requieren mayores temperaturas (Angelidaki & Sanders, 2004). La definición de sólidos volátiles (SV), también denominados sólidos orgánicos, materia orgánica seca u Organik Trocken Substanz (oTS) en alemán, varía en la literatura técnica. Así por ejemplo, en el *Manual de biogás*, se definen a éstos como la porción de los sólidos totales que se libera de una muestra volatizándose cuando se calienta durante dos horas a 600 °C (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011, pág. 38). Las ecuaciones (1.1) y (1.2) permiten calcular el contenido de ST y SV de determinado material, además de las cenizas residuales (ecuación (1.3)) de acuerdo a las definiciones dadas anteriormente (De la Torre Caritas, 2008).

$$\text{Sólidos totales (\%)} = ST(\%) = \frac{\text{peso}_{105^{\circ}\text{C}} - \text{tara}}{\text{peso muestra}} * 100\% \quad (1.1)$$

$$\text{Sólidos volátiles (\%)} = SV(\%) = \frac{\text{peso}_{105^{\circ}\text{C}} - \text{peso}_{550^{\circ}\text{C}}}{\text{peso muestra}} * 100\% \quad (1.2)$$

$$\text{cenizas (\%)} = ST(\%) - SV(\%) \quad (1.3)$$

Muchos autores asumen que los sólidos volátiles representan el contenido exacto de materia orgánica de determinado tipo de biomasa. Sin embargo, la determinación de los sólidos volátiles y fijos por ignición no es la mejor medida para la distinción entre el material orgánico e inorgánico debido a que, por ejemplo, la pérdida de masa durante la combustión no se limita al material orgánico pudiendo también incluir la descomposición o volatilización de algunas sales minerales. Los métodos más apropiados para la caracterización de la materia orgánica incluyen el COT, la DBO y la DQO. (American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA); Water Environment Federation (WEF), 1999; Mountain Empire Community College). En la figura 1.6 se muestra la clasificación descrita anteriormente para los sólidos totales, nótese que en ambas divisiones existen tanto sólidos fijos como volátiles.



Figura 1.6. Clasificación de los sólidos totales

Fuente: Elaboración propia

El conocimiento de la materia volátil o sólidos volátiles es importante ya que este porcentaje representa con mucha cercanía el contenido real de material orgánico presente en la biomasa. Sólo este contenido es el que produce biogás durante la digestión anaeróbica. Desafortunadamente, la concentración inicial de materia prima digerible (la que tiene capacidad de producir biogás) es muy difícil de medir. Los parámetros medibles más cercanos a dicha medida son la concentración de sólidos volátiles y la DQO (Chowdhury & Fulford, 1992). La importancia de conocer la composición de determinada biomasa en términos de SV se tratará en detalle en el Capítulo 3 donde se explican conceptos como la DQO, su relación con los SV y se trata sobre la productividad o rendimiento de metano (volumen de metano por masa de SV). En dicho capítulo se muestra la existencia, por ensayos experimentales, de una relación negativa entre el volumen de metano obtenido a partir de determinada cantidad de biomasa y su contenido en lignina; por lo que se considera que éste compuesto tiene un potencial nulo o casi nulo de producir biogás porque es difícilmente degradable. En la figura 1.7 se muestra la composición básica de la biomasa y la parte de ésta que tiene potencial de producir biogás.

La biodegradabilidad de una sustancia hace referencia a que ésta se puede descomponer, con relativa rapidez, en sus componentes químicos más simples que lo conforman por medio de la acción de agentes biológicos, como plantas, animales, microorganismos y hongos, bajo condiciones ambientales naturales. La descomposición o degradación puede producirse por dos vías: la aerobia y la anaerobia.

Las sustancias que son biodegradables pueden ser usadas como sustrato o alimento por parte de microorganismos para producir energía (por respiración celular), crear otros microorganismos y otras sustancias como los aminoácidos. Las sustancias que no son biodegradables bajo ambientes naturales se denominan recalcitrantes. Un compuesto recalcitrante, orgánico o inorgánico, es aquel que presenta estructuras químicas muy estables, por lo que es resistente a descomponerse a través de procesos químicos y al ataque biológico de microorganismos.

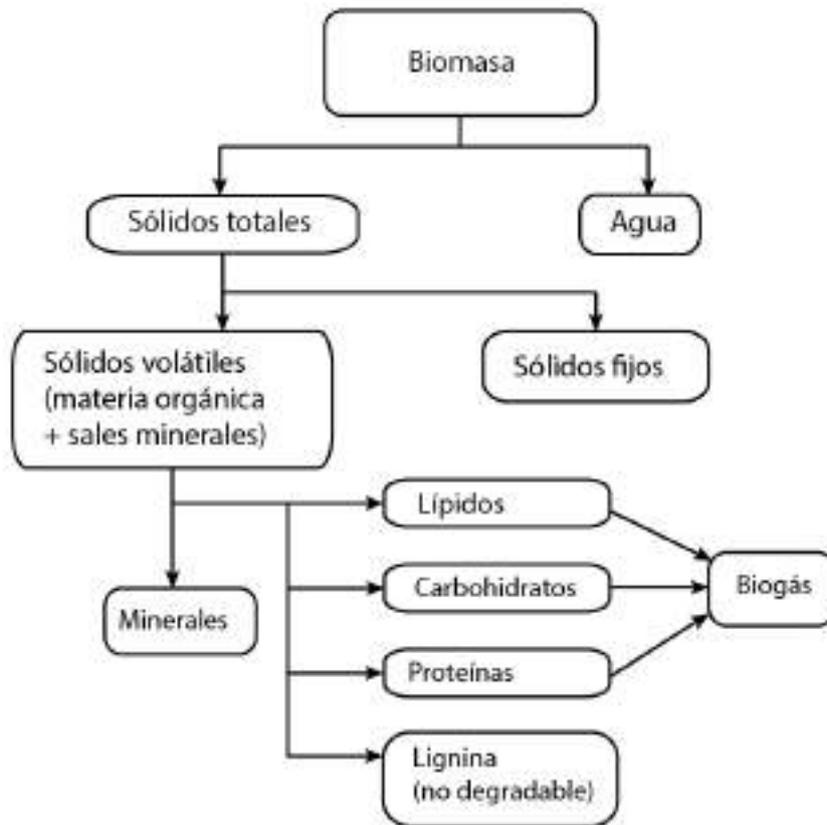


Figura 1.7. Composición de la biomasa y producción de biogás

Fuente: Elaboración propia

1.2.2 Digestión anaeróbica

Las tecnologías existentes para la generación de energía a partir de la biomasa y desechos orgánicos pueden ser divididas en procesos de conversión termoquímicos, bioquímicos y físico-químicos. La digestión anaeróbica se ubica dentro de los procesos de conversión bioquímicos, los cuales se basan en la acción metabólica de microorganismos. En la figura 1.8 se presenta la clasificación general de estas tres tecnologías, siendo los procesos termoquímicos los más usados actualmente.

Los primeros digestores a escala industrial se remontan a la primera mitad del siglo XX y, en la actualidad, la cantidad de sustratos² provenientes de residuos y que son digeridos

² Sustrato o substrato es un término genérico usado para designar, en general, el alimento de los microorganismos.

anaeróbicamente ha aumentado con una tasa de crecimiento anual del 25% (Appels, y otros, 2011).

La digestión, fermentación, descomposición o degradación anaeróbica (o anaerobia), también llamada biometanización, es un proceso biológico, natural y espontáneo, por medio del cual la biomasa o materia orgánica es degradada por un complejo grupo de microorganismos en ausencia de oxígeno, para producir una mezcla gaseosa conocida como biogás y un digestato o efluente estabilizado y rico en nutrientes (también denominado biol) que puede ser empleado como fertilizante orgánico. Éste consiste en una suspensión acuosa compuesta de una mezcla de productos minerales (inicialmente presentes en la biomasa) como N, P, K, Ca, etc. y compuestos orgánicos no degradados o parcialmente degradados. (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007; Triolo, Sommer, Moller, Weisbjerg, & Jiang, 2011; Moncayo Romero, 2013; Raposo, De la Rubia, Fernández-Cegrí, & Borja, 2011).

Se dice que la digestión anaeróbica es un proceso natural, y que forma parte del ciclo biológico, porque se puede encontrar en diversos ambientes, por ejemplo en el denominado gas de los pantanos que brota de aguas estancadas, en los sedimentos marinos, de ríos y lagos, en el gas natural (metano) que se obtiene de los yacimiento petrolíferos; así como el gas producido en los sistemas gastrointestinales de los rumiantes como los vacunos y en sistemas controlados como los digestores anaeróbicos; interviniendo en todos ellos las denominadas bacterias metanogénicas o productoras de metano. (Hilbert, Jorge A. Instituto de Ingeniería Rural. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Castelar).

La tecnología de la digestión anaeróbica es un proceso ampliamente aplicado a nivel mundial, y por más de 100 años, para convertir residuos biomásicos en energía renovable. Se ha utilizado, principalmente en países europeos, como Alemania, Bélgica y Dinamarca, en Estados Unidos de América y países de Asia como China, India y Taiwán, para el tratamiento de sustratos orgánicos como aguas residuales y efluentes industriales, lodos municipales y en la digestión de residuos orgánicos tanto de hogares como de granjas (estiércoles animales, cultivos energéticos, residuos agrícolas y desechos de alimentos) (Triolo, Sommer, Moller, Weisbjerg, & Jiang, 2011; Raposo, De la Rubia, Fernández-Cegrí, & Borja, 2011; Mancillas Salas, Rodríguez de la Garza, & Ríos Gonzales, 2012).

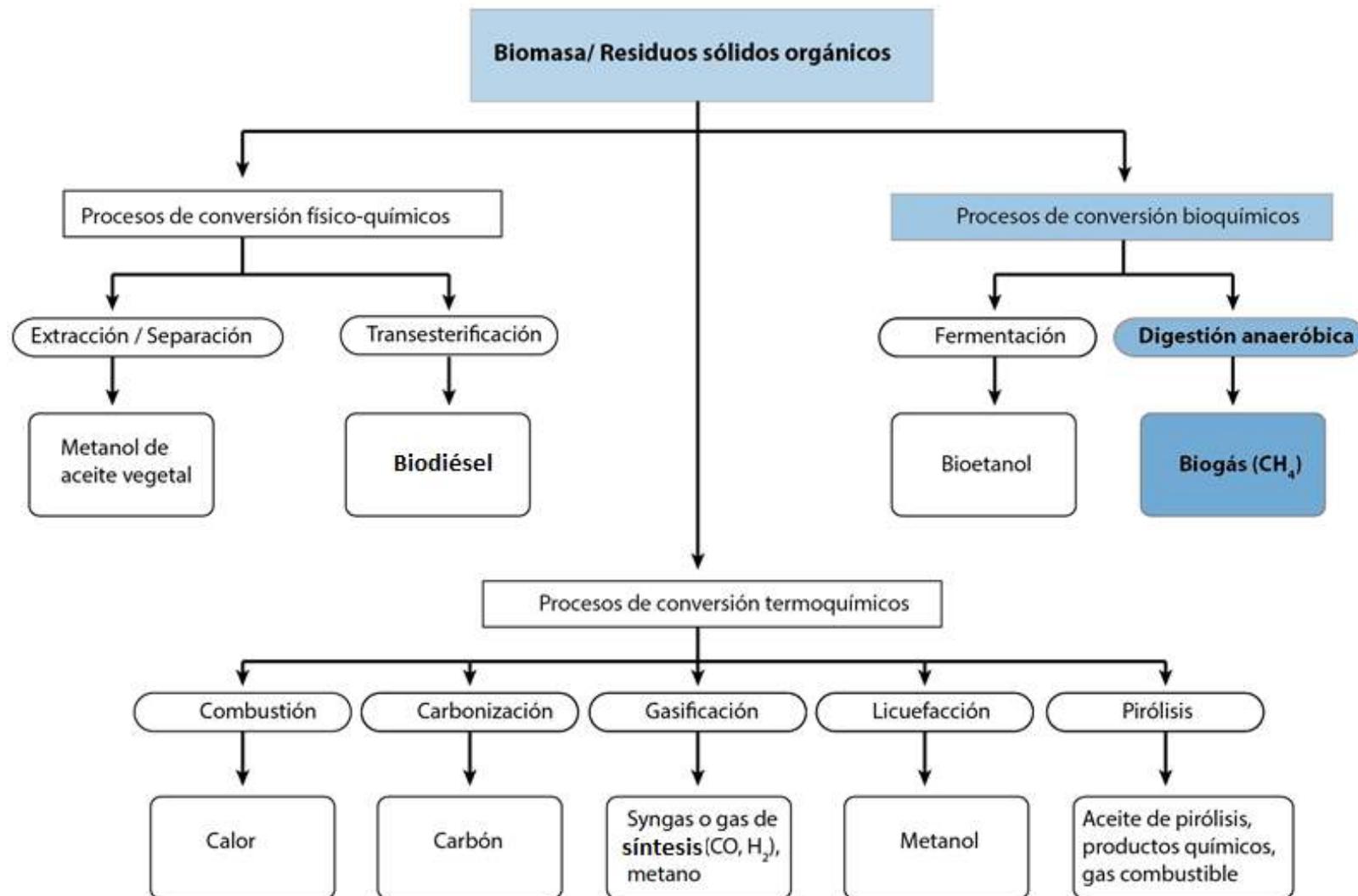


Figura 1.8. Tecnologías de conversión de la biomasa y los residuos

Fuente: Adaptado de Appels et al., 2011

Las primeras noticias sobre la existencia de la fermentación anaeróbica se tienen de Volta (año 1776), quién descubrió la formación de un gas combustible sobre pantanos, lagos y aguas estancadas, relacionando esta formación con la cantidad de materia orgánica presente en los sedimentos (ricos en vegetación) y que se encontraban en proceso de descomposición, depositados en su fondo. La primera instalación de una planta para producir biogás de la que se tienen noticias se construyó en Bombay (India) en 1859, y desde esa fecha en este país se han construido cientos de pequeñas plantas, a nivel familiar, para el tratamiento del estiércol del ganado vacuno con el objetivo de producir gas para cocinar y obtener, además, un fertilizante o abono orgánico (Moncayo Romero, 2013; Flotats, Campos, & Bonmatí, 1997).

En los últimos años, la tecnología de la digestión anaeróbica ha recibido una atención creciente y su aplicación está emergiendo espectacularmente, debido a que representa una tecnología amigable con el medio ambiente y su relativo bajo costo; permitiendo convertir desechos orgánicos (muchas veces no utilizables y que representan focos de contaminación) en energía renovable, la cual puede reemplazar el uso de combustibles fósiles, reduciéndose así la emisión a la atmósfera de gases de efecto invernadero (Raposo, De la Rubia, Fernández-Cegrí, & Borja, 2011; Appels et al., 2011; Mancillas Salas, Rodríguez de la Garza, & Ríos Gonzales, 2012).

1.2.3 Campos de aplicación de la digestión anaeróbica y tipos de biomasa o sustratos utilizados

En general, cualquier tipo de biomasa se puede utilizar como un sustrato para la digestión anaeróbica, siempre que esta contenga carbohidratos, proteínas, grasas, celulosa y hemicelulosa como principales componentes. Es importante tener en consideración los siguientes puntos cuando se selecciona la biomasa (Deublein & Steinhauser, 2008, p. 57):

- El contenido en sustancia orgánica debe ser apropiado para el proceso de fermentación seleccionado.
- El valor nutricional de la sustancia orgánica, por tanto, el potencial para la generación de biogás, debe ser tan alta como sea posible.
- El sustrato debe estar libre de patógenos y otros organismos, de lo contrario tendrían que hacerse inocuos antes del proceso de fermentación.
- El contenido de sustancias nocivas y basura deben ser bajos para que el proceso de fermentación se realice sin problemas.
- La composición del biogás (en metano y dióxido de carbono principalmente) debe ser la adecuada para su posterior aplicación.
- La composición del residuo de la fermentación debe ser la adecuada para su posterior utilización como fertilizante.

Los campos de aplicación de la digestión anaeróbica, de acuerdo con los tipos de sustratos que se pueden utilizar, se pueden clasificar básicamente en cuatro grupos:

1. Tratamiento de aguas residuales (provenientes del uso doméstico e industrial): La mayoría de aguas residuales están compuestas de residuos ricos en lípidos y provienen de industrias de procesamiento de alimentos, aceite comestible o de mesa, productos lácteos, molinos de aceite de oliva (almazaras), producción de etanol (vinaza), azúcar (melaza), y de mataderos (grasas animales, vísceras, contenido rumial, intestinos, etc).

2. Tratamiento de basuras (reellenos sanitarios): Se tratan anaeróbicamente la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Esto es posible si se lleva a cabo la recolección selectiva o por separación de acuerdo a su tipo. De no ser separados inicialmente, se necesitaría una etapa de clasificación previa para remover componentes tales como: piedras o arena y metales pesados, los cuales no son adecuados para la digestión anaeróbica, lo que incrementa los costos de producción.

3. Tratamiento de lodos de depuradoras: Las plantas de tratamiento de aguas residuales utilizan procesos físicos, químicos y biológicos durante su funcionamiento, lo que genera los denominados lodos o fangos de depuradora. La eliminación de éstos es un problema cada vez más importante, que representa hasta el 50% del costo de funcionamiento de dichas plantas. Por ejemplo, en la unión europea aproximadamente 10 millones de toneladas de fangos secos se generan anualmente. La digestión anaeróbica es, por lo tanto, considerada como una tecnología económica y ambientalmente amigable para el tratamiento de tales enormes cantidades de lodos (Appels et al., 2011).

4. Tratamiento de residuos agropecuarios (de la agricultura y la ganadería): Como sustratos para la digestión anaeróbica también son usados los residuos no comestibles de los cultivos alimenticios (por ejemplo, hojas y desechos vegetales) y los denominados cultivos energéticos (por ejemplo maíz, remolacha y trigo). Se debe tener en cuenta que estos últimos tienen costos de producción, los cuales deben ser cubiertos por la producción de metano, además (también para los desechos de ganadería) la presencia de componentes como la celulosa y la lignina disminuyen el potencial de producción de biogás debido a su baja biodegradabilidad.

Aparte de los residuos de las cosechas, también está ampliamente difundida la aplicación de la digestión anaeróbica para el tratamiento del estiércol animal. De acuerdo con Appels et al. (2011), el estiércol es una materia prima utilizada con frecuencia en digestores anaerobios porque es de fácil acceso y muy adecuado para el desarrollo de microorganismos anaeróbicos, debido a su alto contenido en nitrógeno. Sin embargo, se debe tener en cuenta que la concentración de amoníaco en algunos tipos de estiércol (como el de aves) no exceda los niveles de concentración adecuados para evitar problemas por inhibición.

La aplicación de la digestión anaeróbica dentro de este campo, puede ser dividida en dos niveles (Hilbert, J. A. Instituto de Ingeniería Rural. INTA - Castelar):

- El primero utilizado por productores de bajos ingresos y con difícil acceso a las fuentes convencionales de energía. Es por esto que se busca lograr digestores de mínimo costo, fácil operación y mantenimiento. Tiene como objetivo brindar energía, principalmente, para la cocción de alimentos, sanidad y fertilizantes orgánicos a los agricultores.

- En el segundo grupo se encuentran los productores agrícolas y agroindustriales de ingresos medios y altos. Se buscan solucionar graves problemas de contaminación por la excesiva acumulación del estiércol, a la vez que se genera energía. Un ejemplo de esto es el aprovechamiento de las grandes cantidades de estiércol producido en granjas porcinas o en los establos de crianza de vacas lecheras, o de engorde, estos últimos denominados *feedlots*. Los digestores utilizados tienen un mayor costo inicial y poseen sistemas (como motores, agitadores, calentadores, etc.) que hacen más compleja su operación y mantenimiento.

En la figura 1.9 se muestra todo el sistema de digestión anaeróbica, que incluye las principales fuentes biomásicas, así como los usos más importantes del biogás, los cuales se describieron anteriormente.

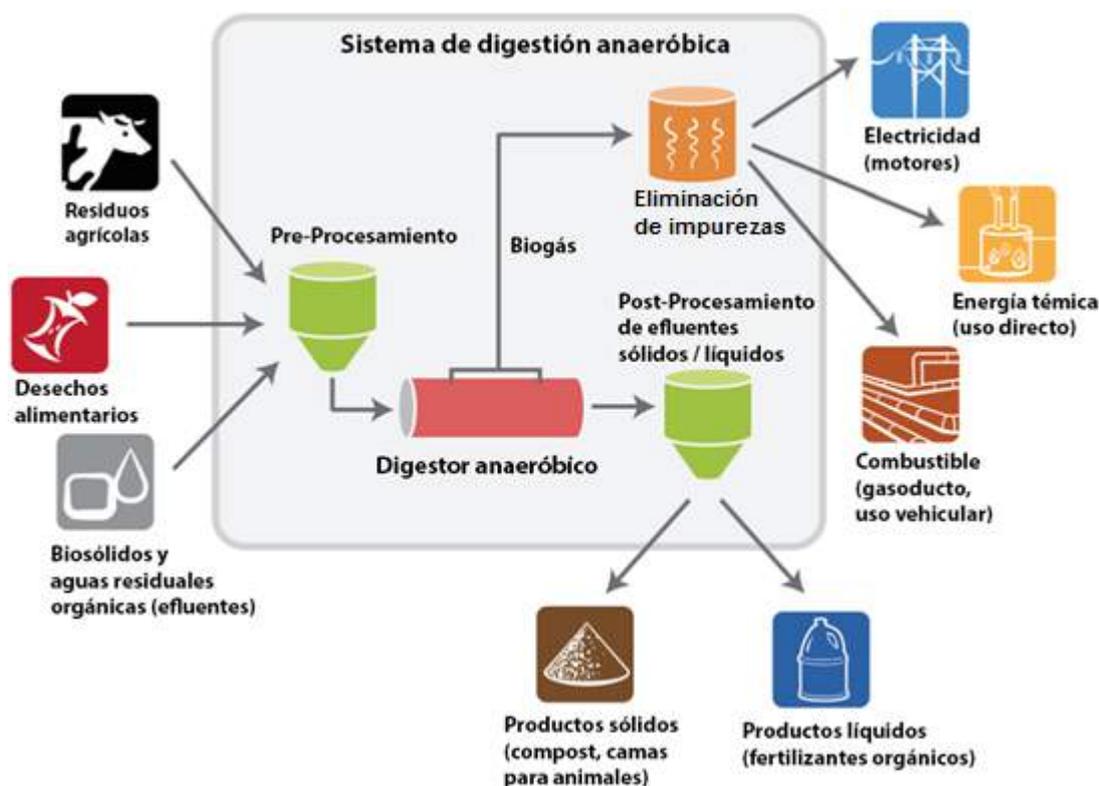


Figura 1.9. Proceso de digestión anaeróbica

Fuente: Adaptado de Global Methane Initiative (GMI), 2013

1.2.4 Etapas de la digestión anaeróbica

Cuando se acumula materia orgánica (compuesta por macromoléculas poliméricas como carbohidratos, proteínas, lípidos, lignina, celulosa, etc.) en un medio acuoso, los microorganismos aerobios actúan primero tratando de alimentarse de este sustrato. Luego de esta etapa inicial, cuando se agota el oxígeno existente aparecen las condiciones adecuadas para que microorganismos anaerobios puedan desarrollarse, consumiendo la materia orgánica disponible (Moncayo Romero, 2013).

La digestión anaeróbica o fermentación metanogénica o de metano, es una biotecnología versátil capaz de convertir casi todos los tipos de materiales poliméricos en metano y dióxido de carbono, mediante una serie de interacciones metabólicas entre diversos grupos de microorganismos y sucesivas descomposiciones bioquímicas del sustrato. (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Miyamoto, K., 1997). El proceso de producción de metano a partir de cualquier biomasa es bastante sencillo de lograr, simplemente se mezcla la biomasa con una cantidad adecuada de agua en un recipiente herméticamente cerrado y, una vez transcurrido el tiempo necesario, se produce biogás. Sin embargo, detrás de esta aparente simplicidad se desarrollan interacciones complejas que involucran varias comunidades de microorganismos (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.)

De acuerdo a los estudios bioquímicos y microbiológicos, durante el proceso de descomposición anaeróbica intervienen cinco grandes tipos o poblaciones de microorganismos, los cuales permiten identificarlo como un proceso de múltiples etapas o fases, en el cual se pueden diferenciar cuatro (véase la figura 1.10 donde también se indican los productos intermedios):

1. Etapa hidrolítica (hidrólisis)
2. Etapa fermentativa o acidogénica
3. Etapa acetogénica
4. Etapa metanogénica

La primera fase es la hidrólisis de las moléculas orgánicas complejas (proteínas, carbohidratos y lípidos) por medio de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos, dando lugar compuestos solubles más sencillos como: aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y azúcares (moléculas de glucosa). En la segunda etapa, dichos compuestos solubles son degradados o metabolizados por bacterias acidogénicas produciéndose, principalmente, ácidos grasos volátiles (o de cadena corta), alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios (subproductos como sulfuro de hidrógeno y amoníaco). En la tercera etapa, los ácidos grasos volátiles son transformados en ácido acético, hidrógeno, dióxido de carbono y amoníaco, mediante la acción de microorganismos acetogénicos. Ambas etapas se pueden considerar como una fase general de acidificación. Finalmente, los microorganismos metanogénicos producen metano a partir del ácido acético, H_2 y CO_2 . (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).

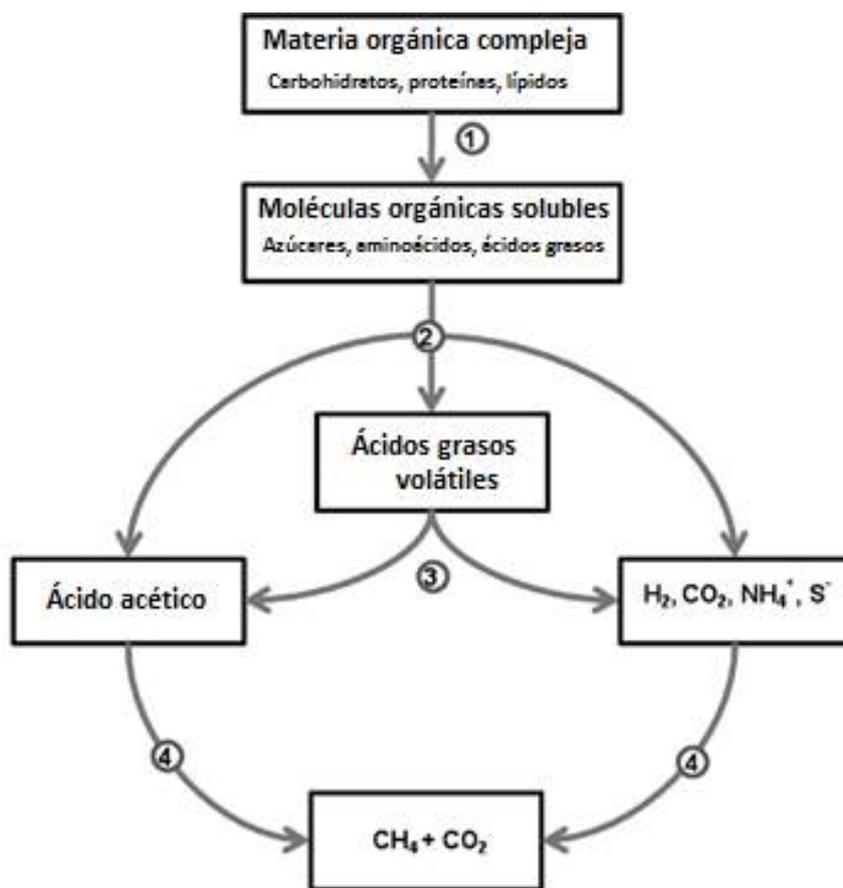


Figura 1.10. Etapas de la digestión anaeróbica

Fuente: Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W (s.f).

Los microorganismos presentes en cada etapa se caracterizan por tener diferentes velocidades de crecimiento y diferente sensibilidad a cada compuesto intermedio como inhibidor (por ejemplo, el hidrógeno, ácido acético o amoníaco proveniente de la acidogénesis de aminoácidos). Esto implica que cada etapa presentará diferentes velocidades de reacción de acuerdo a la composición del sustrato, por lo que la estabilidad del proceso global requerirá de un equilibrio que evite la acumulación de compuestos orgánicos intermedios que lo pueden detener o inhibir (por ejemplo, la acumulación de ácidos grasos volátiles que puede producir la disminución del pH). (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007).

De manera general, la velocidad del proceso de digestión anaeróbica está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. La etapa hidrolítica es la limitante de la velocidad global del proceso cuando se tratan residuos con alto contenido en sólidos y materiales lignocelulósicos compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa. Esto debido a que la lignina es muy resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaeróbicos afectando también las biodegradabilidades de la celulosa, hemicelulosa y otros hidratos de carbono. Para sustratos solubles, la fase limitante suele ser la metanogénesis, y para aumentar la velocidad del

proceso se adoptan diseños que permitan concentraciones elevadas de microorganismos acetogénicos y metanogénicos en el reactor (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011; Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007).

1.2.4.1 Etapa hidrolítica

Debido a que la materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos, la hidrólisis es el primer paso necesario para la degradación de estos compuestos orgánicos insolubles y de alto peso molecular. Esto permite luego el suministro de sustratos (fuentes de carbono) para la digestión anaeróbica. Esta etapa se puede resumir como la conversión de polímeros en sus respectivos monómeros. Es decir, las largas cadenas de estructuras carbonadas de la materia orgánica virgen se van rompiendo en cadenas más cortas y simples, trabajo que se lleva a cabo por microorganismos de distinto tipo que son en su gran mayoría anaerobios facultativos³ (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011; Hilbert, Jorge A. Instituto de Ingeniería Rural. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Castelar).

1.2.4.2 Etapa fermentativa o acidogénica

Durante esta etapa las moléculas orgánicas solubles (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos) producidas por la degradación microbiana de los biopolímeros en la etapa anterior, se metabolizan sucesivamente por fermentación. Algunos de los productos de esta etapa como el ácido acético (en mayor proporción), el ácido fórmico y el hidrógeno, pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas en la última fase. Otros compuestos orgánicos más reducidos como los ácidos grasos volátiles (propiónico, butírico y valérico), el ácido láctico y etanol, principalmente, tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso. Estos grupos de bacterias, colectivamente denominadas bacterias formadoras de ácidos, se componen de bacterias facultativas y anaeróbicas estrictas. Por tanto, la importancia de estas bacterias radica en que, además de producir el alimento para el grupo de bacterias que actúan posteriormente, eliminan cualquier traza de oxígeno disuelto del sistema (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.; Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).

³ Dentro de los tipos de microorganismos como las bacterias, existen aquellos que no pueden vivir o desarrollarse con la presencia de oxígeno (les resulta tóxico y los elimina) y aquellos microorganismos aeróbicos que también pueden desarrollarse en ausencia de oxígeno. Los primeros se denominan anaerobios estrictos (u obligados) y los segundos anaerobios facultativos.

1.2.4.3 Etapa acetogénica

El etanol, los ácidos grasos volátiles y algunos compuestos aromáticos deben ser transformados en productos más sencillos, como acetato CH_3COO^- , H_2 y CO_2 , por medio de las bacterias acetogénicas.

Estas reacciones demandan energía para ser realizadas, y es posible gracias a la estrecha relación simbiótica⁴ entre las bacterias acetogénicas y las metanogénicas, las cuales substraen los productos finales de las acetogénicas, minimizando la concentración de los mismos en la cercanía de éstas.

1.2.4.4 Etapa metanogénica

Se pueden considerar a los microorganismos metanogénicos como los más importantes dentro del grupo de microorganismos anaeróbicos debido a que, como su nombre lo indica, son los encargados de la formación del metano y de la eliminación de los productos de los grupos anteriores (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).

Los microorganismos metanogénicos pertenecen al dominio Archae (procariotas⁵, organismos celulares muy simples), las cuales representan a uno de los géneros más primitivos de vida colonizadora de la superficie terrestre. (Hilbert, Jorge A. Instituto de Ingeniería Rural. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Castelar). Los metanógenos toman los productos finales de las etapas anteriores (ácidos grasos volátiles, hidrógeno, dióxido de carbono y agua) y los utilizan para formar metano. Este tipo de microorganismos se pueden dividir en dos grandes grupos en función del sustrato principal que metabolizan y que convierten en metano: los hidrogenotróficos que consumen H_2/CO_2 y ácido fórmico, y los acetoclásticos que consumen los ácidos grasos volátiles, acetato, metanol y algunas aminas, principalmente. Esto se puede apreciar en las ecuaciones (1.4) y (1.5) donde se presentan las dos principales vías de la formación de metano.

- División del ácido acético:



- Reducción del dióxido de carbono:



Los microorganismos que intervienen en cada fase tienen propiedades distintas (como la velocidad de crecimiento, la sensibilidad a cierto compuesto y a la temperatura, etc.). Se dice

⁴ La simbiosis hace referencia a la relación estrecha y persistente (vida en conjunción) entre organismos de distintas especies, donde uno o más de ellos se benefician.

⁵ Se llama procariota a las células sin núcleo celular definido, es decir, cuyo material genético (ADN) se encuentra disperso en el citoplasma sin estar confinado dentro de algún compartimento limitado por membranas (Wikipedia; Moncayo Romero, 2013).

que las tasas de crecimiento de las bacterias metanogénicas son cinco veces menores que las acetogénicas, además de presentar mayor sensibilidad a las variaciones de la temperatura (Moncayo Romero, 2013). En la tabla 1.4 se presenta una comparación entre ambos grupos de bacterias, donde se puede deducir que una alteración en los parámetros de funcionamiento del digester incidirá más sobre la fase metanogénica, lo que significa una disminución importante en la producción de biogás.

Tabla 1.4. Comparación entre los microorganismos de la etapa ácida generadora de productos intermedios y la metanogénica

Microorganismos acidogénicos	Microorganismos metanogénicos
Bacterias facultativas (pueden vivir en presencia de bajos contenidos de oxígeno)	Bacterias anaeróbicas estrictas (no pueden vivir en presencia de oxígeno)
Alta tasa reproductiva	Baja tasa reproductiva
Poco sensible a los cambios de acidez y temperatura	Muy sensible a los cambios de acidez y temperatura
Principales metabolitos, ácidos orgánicos	Principales productos finales, metano y dióxido de carbono

Fuente: Hilbert, Jorge A. Instituto de Ingeniería Rural. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Castelar (s.f.).

Sin embargo, aunque el acetato y H_2/CO_2 son los principales sustratos disponibles en el medio anaeróbico natural, el metanol, el CO y las metilaminas, también se convierten a CH_4 , por medio de distintas reacciones químicas, las cuales se muestran en la tabla 1.5. (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Miyamoto, K., 1997).

Se ha demostrado que un 70% del metano producido en los reactores anaeróbicos se forma a partir de la descarboxilación⁶ de ácido acético. El metano restante proviene de los sustratos como el ácido carbónico, el ácido fórmico y el metanol. De estos últimos, el más importante es el carbónico, el cual es reducido por el hidrógeno, obtenido en la etapa anterior. (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011, pág. 22).

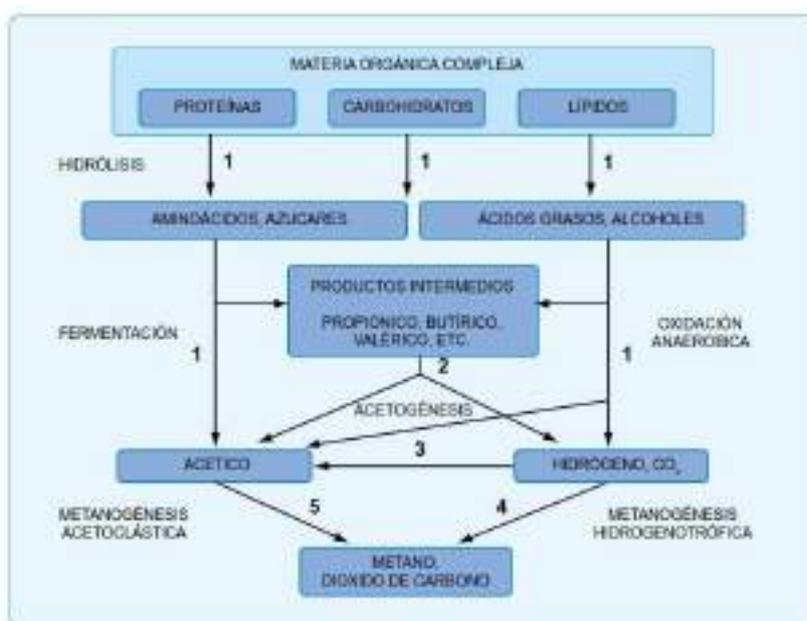
⁶ La descarboxilación es una reacción química en la cual un grupo carboxilo o grupo carboxi (-COOH) es eliminado de un compuesto en forma de dióxido de carbono (CO_2).

Tabla 1.5. Reacciones químicas producidas por las bacterias metanogénicas

	Reacción	- G (kJ/mol sustrato)
1	$\text{CO}_2 + 4 \text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-130.7
	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-135.5
2	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{H}_4 + \text{CO}_2$	-37.0
	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^-$	-32.3
3	$\text{HCOO}^- + \text{H}^+ \rightarrow 0.25 \text{CH}_4 + 0.75 \text{CO}_2 + 0.5 \text{H}_2\text{O}$	-36.1
4	$\text{CO} + 0.5 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 0.25 \text{CH}_4 + 0.75 \text{CO}_2$	-52.7
5	$\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 0.75 \text{CH}_4 + 0.25 \text{CO}_2 + 0.5 \text{H}_2\text{O}$	-79.9
6	$\text{CH}_3\text{NH}_3^+ + 0.5 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 0.75 \text{CH}_4 + 0.25 \text{CO}_2 + \text{NH}_4^+$	-57.4
7	$(\text{CH}_3)_2\text{NH}_2^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 1.5 \text{CH}_4 + 0.5 \text{CO}_2 + \text{NH}_4^+$	-112.2
8	$(\text{CH}_3)_2\text{NCH}_2\text{CH}_3\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 1.5 \text{CH}_4 + 0.5 \text{CO}_2 + \text{H}_3\text{NCH}_2\text{CH}_3$	-105.0
9	$(\text{CH}_3)_3\text{NH} + 1.5\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2.25 \text{CH}_4 + 0.75 \text{CO}_2 + \text{NH}_4^+$	-170.8

Fuente: Thauer, et al. (1997)

En la figura 1.11 se esquematiza todo el proceso de digestión anaeróbica descrito anteriormente. En ésta se incluyen los principales productos intermedios de cada una de las etapas, los cuales sirven como sustrato para la producción del biogás, así como los cinco principales grupos de bacterias que intervienen en todo este proceso.



(Pavlostathis y Giordano-Gómez, 1991).

Los números indican la población bacteriana responsable del proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclasticas.

Figura 1.11. Esquema de reacciones durante el proceso de digestión anaeróbica

Fuente: Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; PNUD; FAO; GEF, 2011

1.2.5 Principales factores que influyen en la digestión anaeróbica y en la producción de biogás

Debido a la intervención de diversos grupos de microorganismos, especialmente, los metanogénicos que, por su mayor sensibilidad, representan una etapa limitante; el proceso de la digestión anaeróbica para la producción de biogás (desde la hidrólisis hasta la metanogénesis) puede ser afectado por diversos factores, tales como: tipo de biomasa o materia prima, temperatura, nivel de acidez (pH), presencia de inhibidores, etc. De acuerdo con Moncayo (2013) debido a que cada grupo de bacterias que intervienen en las distintas etapas del proceso responde de manera diferente a la influencia de estos factores, no es posible dar valores cualitativos para medir de manera precisa su influencia en la producción de biogás. Además, el grado de influencia de cada factor sobre el proceso de digestión anaeróbica está en función de otro u otros parámetros bajo los cuales se lleva a cabo. En los siguientes apartados se presenta información para comprender la influencia de los principales factores en el proceso de digestión anaeróbica.

1.2.5.1 Ausencia de oxígeno

Es posible que las bacterias metanogénicas (arqueobacterias) sean los seres vivos más antiguos que existieron sobre nuestro planeta hace unos 3 500 millones de años, cuando la Tierra presentaba condiciones atmosféricas más favorables para ellas.

Durante las primeras etapas del proceso de digestión anaeróbica, existen microorganismos que consumen el oxígeno dentro del digestor. Sin embargo, las bacterias metanogénicas (en la última etapa) son estrictamente anaerobias, es decir, que el oxígeno les resulta tóxico, por lo que sólo pueden existir en ambientes anóxicos (en ausencia de oxígeno); a pesar de que no se mueren inmediatamente en presencia de oxígeno, debido a que conviven con otros microorganismos facultativos, los cuales consumen el oxígeno que pueda tener el medio acuoso. Por consiguiente, si algo de oxígeno ingresa al digestor anaeróbico, la concentración de metano y la del dióxido de carbono en el biogás, descenderá y aumentará, respectivamente. Sin embargo, de no darse las condiciones anaerobias o la presencia de oxígeno en cantidades mínimas, el proceso puede interrumpirse casi en su totalidad y no llegar a producirse biogás. Moncayo Romero (2013) recomienda una concentración mínima de oxígeno menor a 1 ppm o mg/l.

1.2.5.2 Tipo de biomasa (nutrientes disponibles, naturaleza y composición bioquímica de materias primas)

Debido a lo mencionado anteriormente, cuando se trató sobre las etapas de la digestión anaeróbica, la producción de biogás (manteniendo las mismas condiciones de funcionamiento del digestor) depende, principalmente, de la composición del sustrato, es decir, del tipo de biomasa con la que se alimenta a éste. Se consideran clave propiedades del sustrato como: solubilidad, granulometría, biodegradabilidad, concentración (relacionada a las condiciones de operación del digestor) y su composición química. Así por ejemplo, con biomasa como el estiércol de cerdo se obtiene más biogás que con estiércol de ganado vacuno, como puede apreciarse en la Tabla 1.6, donde se muestra la producción de biogás utilizando diversos sustratos (estiércoles de animales, desechos de plantas e industrias, etc.)

Tabla 1.6. Características de algunas materias primas y su rendimiento promedio de metano obtenido a través de su digestión anaeróbica

Tipo de biomasa	Contenido orgánico	Relación C/N	ST (%)	SV % de ST	Producción de metano (CH ₄ /kg SV)
Desechos animales y subproductos					
Purín de cerdo	Carbohidratos, proteínas, lípidos	7	5	80	0.3
Estiércol de cerdo (sólido)			20	80	0.3
Purín de vaca		13	8	80	0.2
Estiércol de vaca (sólido)			20	80	0.2
Gallinaza		7	5	80	0.3
Estiércol de gallina (sólido)			20	80	0.3
Contenido de estómago/intestinos de ganado		4	12	80	0.4
Contenido de estómago/intestinos de cerdo		4	12	80	0.46
Desechos de plantas y subproductos					
Paja	Carbohidratos, lípidos	90	70 – 90	80 – 90	0.15 – 0.35
Desechos de jardín		125	60 – 70	90	0.2 – 0.5
Hierba o pasto		18	20 – 25	90	0.3-0.55
Desechos de frutas		35	15 – 20	75	0.25 – 0.5
Desechos orgánicos de industrias					
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	-	5	90	0.33
Suero concentrado		-	10	90	0.54
Lodos de flotación	65-70% proteínas, 30-35% lípidos	-	5	80	0.54
Lodos de aguas residuales	-	-	5	75	0.4
Lodos concentrados de aguas residuales	-	-	10	75	0.4
Pulpa de aceituna	-	-	24	96	0.18
Restos de comida	-	-	10	80	0.5 – 0.6
Cultivos energéticos					
Ensilado de hierba	-	17	15 – 40	90	< 0.45
Ensilado de maíz					
Ensilado de remolacha forrajera					

Fuente: Wellinger, Murphy, & Baxter (2013)

La producción de biogás depende de la proporción de grasas, proteínas, carbohidratos y otros nutrientes que contenga la biomasa. Con biomásas con alto contenido en lípidos y bajo contenido en compuestos hemicelulósicos (como los aceites usados, estiércol de gallinas, etc.) se obtienen mayores producciones de biogás. Esto se trata con más detalle en el capítulo

3, donde se trata sobre la influencia del tipo de biomasa utilizada y de los parámetros de funcionamiento del digestor en la producción de biogás. Dicha ventaja de los compuestos grasos haría pensar en alimentar al digestor solamente con este tipo de biomasa, y así producir más biogás. Sin embargo, el proceso microbiológico, además de las fuentes de carbono, hidrógeno y nitrógeno (materia orgánica), requiere de ciertas sales minerales como azufre, fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro, manganeso, molibdeno, zinc, cobalto, selenio, tungsteno, níquel y otros en menor proporción. Además, con la sola utilización de grasas, se corre el riesgo de que el proceso se inhiba por la acumulación de ácidos dentro del digestor los cuales descenderían el pH. Las diversas materias primas que se pueden utilizar para producir biogás se pueden clasificar según su origen, tal como lo muestra la tabla 1.7. (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011, pág. 29)

Tabla 1.7. Residuos orgánicos de diversos orígenes

Residuos de origen animal	estiércol, orina, camas, residuos de mataderos (sangre y otros), residuos de pescados
Residuos de origen vegetal	malezas, rastrojos de cosechas, pajas, forraje en mal estado
Residuos de origen humano	heces, orina, basura
Residuos agroindustriales	salvado de arroz, orujos, cosetas, melazas, residuos de semillas
Residuos forestales	hojas, vástagos, ramas y cortezas
Residuos de cultivos acuáticos	algas marinas, jacintos y malezas acuáticas

Fuente: Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011, pág. 29

Normalmente, los estiércoles y los lodos cloacales son los que presentan una composición adecuada para la digestión anaeróbica, de acuerdo a las características mencionadas en el párrafo anterior. Las materias primas con alto contenido de lignina no son aprovechables de manera directa en el digestor, por lo que antes de la carga de éste se debe someter a este tipo de sustratos a tratamientos previos como cortado, macerado y compostaje, a fin de poder liberar las sustancias factibles de ser transformadas. (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).

Finalmente, Moncayo (2013) recomienda preparar la biomasa (en algunos casos aplicar pretatamientos) antes de la alimentación del digestor, retirando todo material inerte como palos, piedras, basuras, plásticos, etc. Además, de que no debe cambiarse en forma frecuente el tipo de biomasa o mezcla con la cual se alimente al digestor, porque es probable que el

proceso anaeróbico colapse por la eliminación de las bacterias. De ser necesario un cambio en el tipo de biomasa (por ejemplo, cuando se tiene disponibilidad de otro tipo), éste debe realizarse paulatinamente en un periodo de varios días.

1.2.5.3 Nivel de sólidos totales y sólidos volátiles

De acuerdo al nivel o contenido de ST del material (mezcla agua-biomasa), la tecnología de la digestión anaeróbica puede ser llamada húmeda o seca. Abbassi-Guendouz et al. (2012) la clasifica hasta en tres grupos distintos en función del porcentaje de ST contenido en la mezcla: proceso húmedo ($\leq 10\%$ ST), proceso semiseco (10-20% ST) y proceso seco ($\geq 20\%$ ST).

La tecnología de la digestión anaeróbica seca tiene la ventaja de que la cantidad de agua (algunas veces no disponible en grandes volúmenes) se ve sustancialmente reducida y, consecuentemente, se generan menos costos al minimizar el tamaño del digestor.

Sin embargo, la digestión anaeróbica seca presenta desventajas, tanto a escala de laboratorio como industrial, relacionadas con la operación del sustrato dentro del digestor y una baja producción de biogás con el incremento del porcentaje de ST. Con respecto al manejo del sustrato, Moncayo (2013) afirma que mezclas de biomasa y agua con niveles de ST superiores al 15% son difíciles de bombear por las tuberías de alimentación al digestor, además de ser difíciles de agitar, por lo que se requieren grandes cantidades de energía para agitar y lograr la homogeneidad de la mezcla dentro del digestor.

En lo que respecta a la producción de biogás, la movilidad de las bacterias metanogénicas se ve crecientemente afectada a medida que aumenta el contenido en sólidos del sustrato (alimentación muy concentrada), por lo que se va reduciendo la capacidad de degradación de éste debido a que se dificulta el acceso de las bacterias a su fuente de alimentación. En cambio, si la alimentación es muy diluida, los microorganismos no tendrán el alimento suficiente para sobrevivir, y se puede dar la formación de una capa de espuma y escoria. Entonces, para mantener la una buena concentración de sólidos, la cantidad de agua y biomasa agregados deben escogerse adecuadamente.

Abbassi-Guendouz et al. (2012) utilizando como sustrato cartón triturado (mezclado con agua, inóculo y elementos traza) experimentaron desde una cantidad de ST de 10% hasta 35% con aumentos del 5%, y una temperatura de 35°C. Ellos, basándose en observaciones experimentales y en simulaciones usando el Modelo de Digestión Anaeróbica N°1 o ADM1 (por sus siglas en inglés), encontraron que el contenido de ST (%) afecta el rendimiento global de la digestión anaeróbica mediante, reducción de la tasa de hidrólisis microbiana para un rango de $10\% \leq ST \leq 25\%$, lo que se ve influenciado en la producción acumulada de metano, tal como lo muestra la figura 1.12. Observe que todas las curvas de producción acumulada tienen una tendencia exponencial similar. Se puede notar que, aproximadamente, luego de los siete y antes de los 40 primeros días de digestión anaeróbica, la producción acumulada de metano es inversamente proporcional al contenido de ST. Luego de los 40 días, empieza la fase de crecimiento exponencial en la producción acumulada de metano, aunque para las concentraciones de 30% y 35% nunca inició.

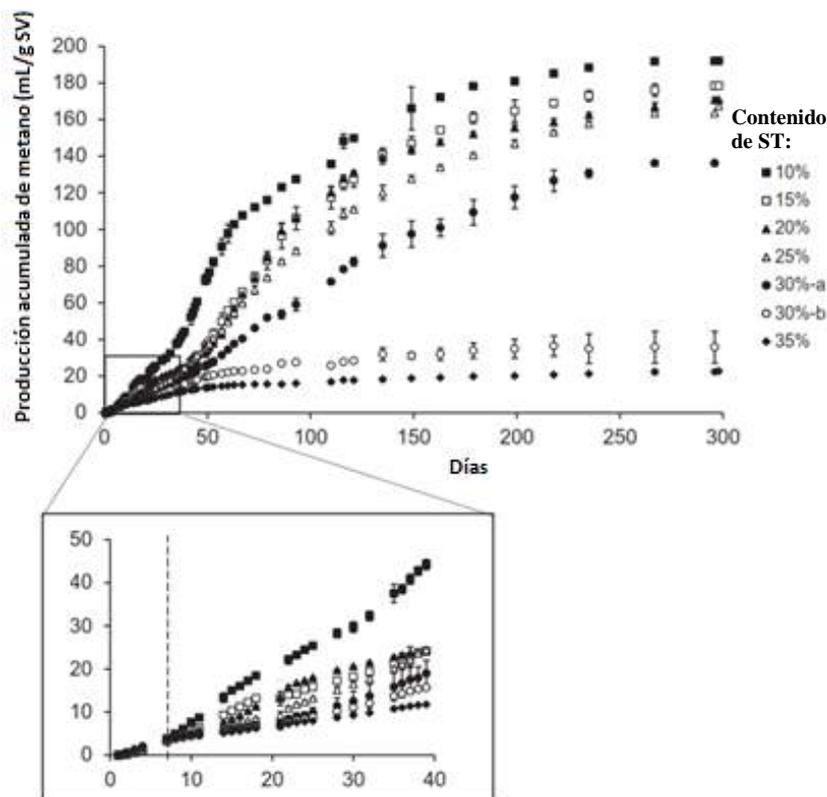


Figura 1.12. Producción acumulada a partir de cartón en función del contenido en ST. La ampliación corresponde a los 40 primeros días del experimento.

Fuente: Abbassi-Guendouz, y otros, 2012, p. 57

Mediante experimentación se ha demostrado que, para asegurar el buen funcionamiento del proceso, una carga debe tener un contenido en ST entre 8% y 12% para digestores semi-continuos y entre 40% y 60% para digestores operados en modo discontinuo (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011). Para digestores operados con estiércol de ganado, Moncayo (2013) recomienda un valor óptimo de operación entre 10 y 12% de ST, con lo que se lograría un mejor contacto entre las bacterias y el sustrato.

1.2.5.4 Relación carbono/nitrógeno

Los sustratos como el estiércol, el pasto o los desechos de frutas o verduras, están compuestos de carbono (materias orgánicas). Aquellos con mayor proporción de carbono – como la celulosa- demandan mayores tiempos para ser totalmente digeridos. Esta digestión lenta tiene, como contrapartida, la producción de biogás por más tiempo. La relación carbono/nitrógeno (C/N) es otra característica importante de la biomasa a tener en cuenta. En (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el

Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011, pág. 35) se afirma:

“El carbono y el nitrógeno son las principales fuentes de alimentación de las bacterias metanogénicas. El carbono constituye la fuente de energía y el nitrógeno se utiliza para la formación de nuevas células. Estas bacterias consumen 30 veces más carbono que nitrógeno, por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 20:1”.

En la tabla 1.8 se presentan valores típicos de la relación C/N para distintos residuos provenientes de la ganadería y la agricultura.

Tabla 1.8. Valores promedios aproximados para la relación C/N de algunos residuos disponibles en el medio rural

Materiales	% C	% N	C/N
Residuos animales			
Bovinos	30	1.30	26:1
Equinos	40	0.80	50:1
Ovinos	35	1.00	35:1
Porcinos	25	1.60	16:1
Caprinos	40	1.00	40:1
Conejos	35	1.50	23:1
Gallinas	35	1.60	22:1
Patos	38	0.80	47:1
Cerros	35	0.70	50:1
Excretas humanas	2.5	0.85	3:1
Residuos vegetales			
Paja trigo	45	0.53	87:1
Paja cebada	58	0.64	90:1
Paja arroz	42	0.63	67:1
Paja avena	29	0.53	55:1
Restrosos maíz	40	0.75	53:1
Leguminosas	38	1.50	28:1
Herbaltzas	30	1.80	17:1
Tubérculos	30	1.50	20:1
Hojas secas	41	1.00	41:1
Aserín	44	0.06	730:1

Fuente: Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011.

De manera general, las biomásas con mayor proporción de carbono contenido (relación C/N mayor a 35), como los materiales celulósicos, son más resistentes a la degradación y demandan mayores tiempos de permanencia dentro del digestor para completar su digestión, pero por otro lado, el período de producción de biogás es más prolongado. Los sustratos que presentan relaciones C/N menores a ocho harán que la actividad bacteriana durante su digestión anaeróbica se inhiba debido a la formación excesiva de amonio durante el proceso. (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011, pág. 35)

En general, se puede decir que un rango de valores aceptables de C/N que debe tener el material “fresco o crudo” está alrededor de 30. Sin embargo, la influencia de este parámetro depende de otras características de la biomasa y de los parámetros de funcionamiento del biodigestor (como la temperatura, grado de dilución de la mezcla sustrato-agua, etc.). Wang et al. (2012) encontró un buen desempeño en la digestión anaeróbica para relaciones C/N entre 25 y 30, para la co-digestión de estiércol de vacas lecheras, estiércol de pollos y paja de trigo. Esto demuestra que se pueden lograr mayores producciones de metano mezclando adecuadamente distintos sustratos, los cuales no poseen por sí solos una adecuada relación C/N. Para calcular de manera aproximada la relación equivalente de determinada mezcla de ciertos sustratos, se pueden usar los valores de la tabla 1.8 en la ecuación (1.6):

$$C / N_{mezcla} = \frac{C_1Q_1 + C_2Q_2 + \dots + C_nQ_n}{N_1Q_1 + N_2Q_2 + \dots + N_nQ_n} \quad (1.6)$$

Donde:

C / N_{mezcla} = relación C / N equivalente de la codigestión o mezcla de "n" materias primas

C = % de carbono orgánico contenido en cada materia prima

N = % de nitrógeno orgánico contenido en cada materia prima

Q = Peso fresco de cada materia (kg)

1.2.5.5 Tiempo y espacio para crecer

Todas las comunidades de organismos, como los metanógenos, crecen en un patrón similar al que se muestra en la figura 1.13. Es decir, la mayoría de bacterias, si se les da un suministro amplio de comida, el espacio suficiente para expandirse y no existen depredadores u organismos competidores, se reproduce por un proceso asexual relativamente simple llamado fisión binaria: cada célula aumenta de tamaño y se divide en dos células, es decir, aumenta el número de células en forma exponencial. El tiempo de retraso (*lag time* en inglés) se produce cuando los organismos se están aclimatando a su entorno. Durante la fase de crecimiento exponencial, la comida no es un limitante y la población se expande rápidamente. Durante la fase estacionaria, la comunidad de microorganismos ha llegado a los límites de su fuente de alimento. En este punto el número de células se mantiene casi constante, lo que no quiere decir necesariamente que la reproducción se ha detenido, sino que la tasa de muerte se aproxima a la tasa de reproducción.



Figura 1.13. Curva generalizada de crecimiento microbiano

Fuente: Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W. (s.f.)

El intervalo de tiempo necesario para que una célula bacteriana se divida o para que una población de éstas se duplique, durante el crecimiento exponencial, es llamado tiempo de reproducción o generación. Los tiempos de generación de especies bacterianas que crecen en la naturaleza pueden ser tan cortos como 15 minutos o tan largo como varios días. Esto debido a limitaciones en el crecimiento, por ejemplo, por la limitación del sustrato (alimento) disponible o por la presencia de tóxicos o inhibidores de estas reacciones biológicas. (Todar, Kenneth . University of Wisconsin-Madison. Department of Bacteriology, 2009). “La belleza de la digestión anaeróbica es que es obra de una comunidad mixta de organismos. El producto tóxico final de una comunidad es el suministro de alimentos de otro. Las bacterias formadoras de ácido consumen los azúcares simples que podrían inhibir las comunidades hidrolíticas”. Los metanógenos utilizan los ácidos formados durante la fermentación para producir CH_4 y CO_2 (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.).

1.2.5.6 Temperatura del proceso

La temperatura es uno de los principales factores que afectan el proceso de digestión anaeróbica. Por consiguiente, se considera uno de los parámetros que se debe poner mayor atención al momento de diseñar plantas de biogás.

El nivel o velocidad de las reacciones químicas y biológicas, normalmente, aumenta con el incremento de la temperatura, siempre que los microorganismos que intervienen toleren este aumento. Los procesos anaeróbicos, al igual que otros sistemas biológicos, también dependen fuertemente de la temperatura. A medida que aumenta la temperatura, la velocidad de crecimiento de los microorganismos se incrementa y se acelera el proceso de digestión y

de producción de biogás. Es por esto que, al momento de diseñar una planta de biogás y para poder seleccionar los rangos de temperaturas de operación aceptables, se recomienda contar con las temperaturas medias de la región en la que se va a desarrollar este tipo de proyectos.

Existen tres rangos de temperatura (los límites de estos rangos varían para algunos autores)

- el psicofílico: por debajo de 25°C
- el mesofílico: de 25 a 45°C
- el termofílico: por encima de 45°C

Dentro de cada rango de temperatura, existen valores recomendados u óptimos de operación, tal como se muestra en la tabla 1.9, donde además se muestran los rangos típicos para los tiempos de digestión o fermentación.

Tabla 1.9. Rangos de temperatura y tiempo de la digestión anaeróbica

Fermentación	Mínimo	Óptimo	Máximo	Tiempo de fermentación
Psicofílica	4 - 10 °C	15 - 18 °C	20 - 25 °C	Sobre 100 días
Mesofílica	15 - 20 °C	25 - 35 °C	35 - 45 °C	30 - 60 días
Termofílica	25 - 45 °C	50 - 60 °C	75 - 80 °C	10 - 15 días

Fuente: Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011.

El rango de operación mesofílico es el más difundido, aunque el termofílico está ganando una posición dominante en la actualidad (Angelidaki & Ellegaard, 2003).

En primer lugar, las ventajas del rango termofílico están relacionadas con el incremento en la tasa de producción del biogás, debido al incremento en la actividad biológica con el aumento de la temperatura. Como regla general, se dice que la actividad biológica se duplica cada vez que la temperatura se incrementa cada 10 °C dentro del rango de temperatura óptima, tal como lo muestra la figura 1.14.

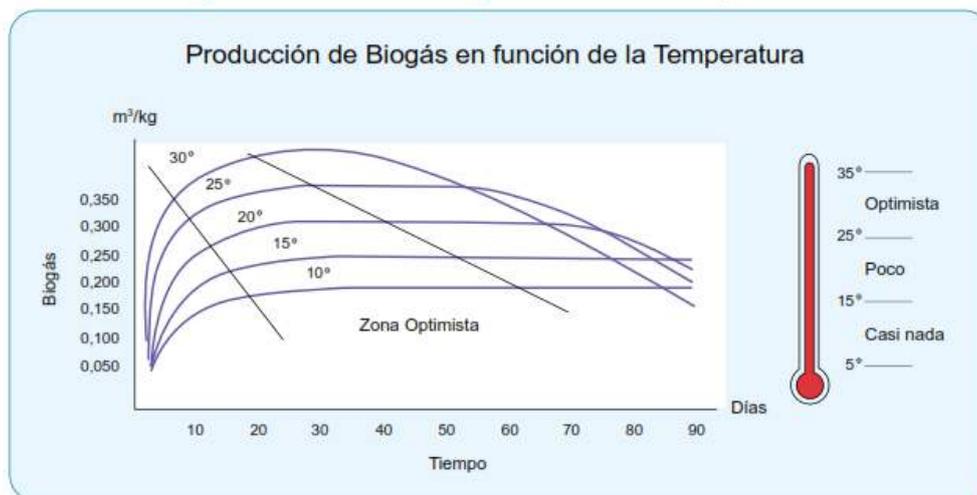


Figura 1.14. Producción de biogás en función de la temperatura

Fuente: Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011

De acuerdo con Douglas Hamilton de Oklahoma State University, las bacterias metanogénicas, en función a la temperatura en la que se desarrollan, se pueden dividir en dos grupos. Los metanógenos termofílicos son de rápido crecimiento, con un tiempo de reproducción de 10 a 15 días, pero deben desarrollarse en una banda bastante estrecha de temperatura alrededor de 55 °C. Estos valores también se pueden apreciar en la tabla 1.9. Los metanógenos mesofílicos son de crecimiento más lento, con un tiempo de reproducción de hasta 30 días, pero toleran una mayor variación de temperatura. Las bacterias termofílicas son más sensibles, en comparación con las mesofílicas, a las fluctuaciones de temperatura de +/-1 °C y requieren más tiempo para adaptarse a una nueva temperatura. Este autor recomienda que variaciones de +/-3 °C son tolerables, sin una reducción significativa en la producción de metano (Al Seadi et al., 2008, p. 25).

La temperatura óptima para este grupo de microorganismos es 35 °C, pero pueden trabajar a 20 °C sin una muestra sustancial de pérdida en la producción de biogás (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.). Chae et al. (2008) también sugieren a 35°C como una temperatura óptima para la digestión anaeróbica, especialmente para desechos de animales. De acuerdo con sus resultados, la más alta producción total de metano con estiércol de cerdo se alcanza a 35 °C, y un incremento desde 25 a 35°C resulta en un incremento en el rendimiento de biogás (volumen de biogás/kg de sustrato) de 17.4% más alto a 35°C con respecto a 25°C. Ellos además afirman que la temperatura de 35°C es más económica que 30 °C, debido a que el mejor rendimiento de metano a 35°C puede cubrir la demanda adicional de energía térmica.

La temperatura está íntimamente relacionada con el tiempo que debe permanecer la biomasa dentro del digestor (denominado el tiempo de retención hidráulica o TRH, el cual se explica en el capítulo 3) y este a su vez con el volumen del digestor. A medida que se incrementa la temperatura, se disminuyen los tiempos de retención, necesitándose un menor volumen de digestor para digerir el mismo volumen de sustrato. Así pues, en el rango termofílico, el

TRH se reduce típicamente a 15 días (Angelidaki & Ellegaard, 2003). Pizarro (2005) afirma que una de las ventajas de la digestión termofílica es que la producción de biogás es aproximadamente un 60% mayor que la mesofílica. Esto hace que los biodigestores termofílicos sean más pequeños que los mesofílicos, manteniendo su eficiencia. En el capítulo 3 se detalla más sobre la influencia de la temperatura en la producción de biogás así como en su contenido en metano.

Otro factor en el que influye la temperatura es la solubilidad⁷ en agua de los gases generados de la digestión anaeróbica. Debido a que los gases cuando se disuelven en agua, generalmente, liberan calor, entonces un incremento en la temperatura disminuirá la solubilidad. Al disminuir la solubilidad, más gases presentes en la solución acuosa (aquella que está experimentando el proceso de digestión anaeróbica) serán liberados, por lo que el biogás será más rico en éstos. En la tabla 1.10 se presentan algunos cambios en la solubilidad de los gases que componen el biogás. De ésta se puede deducir que al pasar del rango mesofílico (35°C) al termofílico (50°C) es, por una parte, beneficioso porque aumentará el volumen de biogás producido (más % de CH₄ y CO₂), pero también disminuye su calidad por la presencia de gases no deseables como el CO₂ y H₂S, debido a que su solubilidad disminuye en mayor grado con respecto a la del metano.

Tabla 1.10. Relación entre la temperatura y la solubilidad en agua de algunos gases

Gas	Temperatura (°C)	Solubilidad (mmol/l agua)	Cambio en solubilidad 50 °C – 35 °C
H ₂	35	0.749	3.3 %
	50	0.725	
CO ₂	35	26.6	36 %
	50	19.6	
H ₂ S	35	82.2	31 %
	50	62.8	
CH ₄	35	1.14	19 %
	50	0.962	

Fuente: Al Seadi, y otros, 2008

Otra ventaja del rango termofílico resulta del tratamiento de sustratos como los estiércoles, que, debido a su contenido de microorganismos nocivos para la salud humana, el uso del material resultante (a la salida del digestor) como un abono o fertilizante de cultivos para consumo humano, puede no ser recomendable. Sung & Santha (2003) afirman que el rango termofílico mejora la tasa de degradación de complejos orgánicos y minimiza la supervivencia de bacterias y virus patógenos⁸. Por lo tanto, a temperaturas superiores a 50°C (y por un mínimo de 4h) la necesidad de sanidad veterinaria se puede integrar en una sola

⁷ Cualquier gas es soluble en cualquier líquido en alguna proporción. La velocidad a la que se disuelva, depende de factores como la temperatura, presión y la superficie del área de la interface gas-líquido. Una medida de la solubilidad de un gas en un líquido a una temperatura y presión fija es el coeficiente de Bunsen.

⁸ Los estiércoles animales contienen agentes patógenos que causan enfermedades como la Salmonella, E. coli, Cryptosporidium, y coniformes fecales, que pueden estar hasta cien veces más concentrados que en las heces humanas (Natural Resources Defense Council).

etapa del proceso que cumpla la función de metanización (producción de metano) y de saneamiento, simultáneamente. Originalmente, tales tipos de desechos requerirían un proceso de sanitización a una temperatura de 70°C por un mínimo de 1h (Angelidaki & Ellegaard, 2003).

Sin embargo, las altas temperaturas también presentan inconvenientes. Los microorganismos tienen un nivel óptimo de crecimiento y metabolismo dentro de un rango de temperatura bien definido. Las bacterias metanogénicas son más sensibles a cambios de temperatura (especialmente al descenso) que cualquier otro microorganismo dentro del digestor, como consecuencia que dicho grupo crece más lento que otros como las acetogénicas, incluso a bajas temperaturas. Es por esto que se afirma que el rango termofílico suele ser el más inestable y el que presenta mayores problemas de inhibición del proceso debido a la mayor toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).

Al no generarse calor durante el proceso, la temperatura en este rango de funcionamiento se deberá lograr y mantener mediante el uso de energía externa como sistemas de calefacción, materiales aislantes y control, los cuales son obviados en digestores de bajo costo, como los utilizados en el medio rural, debido a que normalmente trabajan a bajas temperaturas. Además, este cuidado debe extremarse a medida que se aumenta la temperatura, dada la sensibilidad cada vez mayor de las bacterias ante pequeñas variaciones térmicas (Hilbert, Jorge A. Instituto de Ingeniería Rural. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Castelar). Se recomienda que el tratamiento anaeróbico se diseñe y opere con variaciones de temperaturas que no excedan los 0.6 – 1.2 °C/día (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011). Estas desventajas representan mayores costos en las instalaciones y equipos, y mayores dificultades técnicas en el manejo y operación de una planta.

Las inestabilidades descritas, anteriormente, se podrían evitar o reducir mediante la combinación de procesos en serie denominada: digestión anaeróbica a temperatura por etapas. Una unidad termofílica con elevada carga orgánica, como primera etapa, es seguida de la unidad mesofílica con menor carga orgánica. Con esto se aprovechan los beneficios del rango termofílico, reduciéndose los problemas de inestabilidad. Con respecto a la digestión de residuos ganaderos, Sung & Santha (2003) concluyen que la utilización de la digestión anaeróbica a temperatura por etapas no solo permite recuperar energía del metano como subproducto, sino que también conserva el valor nutritivo del estiércol y ofrece biosólidos casi libres de patógenos. Además, afirman que la primera etapa termofílica (operando a alta temperatura y carga de SV) alcanza altas tasas de destrucción de SV y mejora la hidrólisis de algunos compuestos orgánicos recalcitrantes en los residuos ganaderos que los hace disponibles para las bacterias acidogénicas y metanogénicas en la etapa mesofílica; en la cual se completa el proceso de digestión convirtiendo los compuestos orgánicos digeridos parcialmente en metano y dióxido de carbono.

Otra de las desventajas del rango termofílico han sido los problemas asociados con la inoculación y el arranque del proceso. Los microorganismos termofílicos no se presentan naturalmente en altas concentraciones. Sin embargo, mejores procesos de arranque y la posibilidad que existe actualmente de usar inóculos de procesos termofílicos bien

establecidos, ha eliminado este problema. Así por ejemplo, en 2001 la primera planta en Hokkaido (Japón), basada en la tecnología Danesa, fue arrancada usando solo una pequeña cantidad de inóculo termofílico generado en un laboratorio local (Angelidaki & Ellegaard, 2003).

Con respecto al rango psicrófilico, aparte de haber sido poco estudiado, es poco viable a gran escala en términos económicos debido a que la biomasa debe permanecer más tiempo dentro del digestor para poder ser degradada en mayor medida. Esto hace que, tal como se explica en el capítulo 3, se necesiten mayores volúmenes de reactor. Sin embargo, su ventaja radica en que es menos inestable a las variaciones de temperatura.

1.2.5.7 Nivel de acidez (pH)

Un indicador importante de la salud del reactor o digestor es el pH (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.). El proceso anaeróbico puede ser alterado por pequeños cambios en los niveles de pH que se encuentren fuera de cierto rango. Los organismos metanogénicos son también los más afectados con estos cambios.

Los diferentes grupos de bacterias presentes (aunque las acidogénicas son significativamente menos sensibles a valores extremos de pH), necesitan niveles de acidez alrededor de la neutralidad. Por consiguiente, para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar ni de 6.0 ni sobrepasar 8.0 (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011). El intervalo de pH óptimo para la digestión anaeróbica es de neutro a ligeramente básico (de 6.6 a 7.6), siendo el pH neutro el ideal. Además, el amoníaco y bicarbonato de sodio son los buffers o amortiguadores de la reacción más importantes dentro del digestor. (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.)

El valor del pH en el digestor determina tanto la producción de biogás como su contenido en metano. Un descenso de éste a valores inferiores a 6, genera un biogás muy pobre en metano (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011). El descenso del pH se da cuando las bacterias metanogénicas no alcanzan a degradar los ácidos grasos volátiles (AGV), principalmente acetato, a medida que éstos son producidos por las bacterias acetogénicas, por lo que se van acumulando dentro del digestor. Las posibles causas de la alteración del pH son el aumento repentino de la carga orgánica, el aumento súbito de la temperatura o la presencia de sustancias tóxicas en la carga. La solución sería detener la alimentación del digestor y dejar que las bacterias metanogénicas asimilen los AGV. Otra sería el adicionar sustancias alcalinas como el bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o de amonio (NH_4HCO_3).

1.2.5.8 Presencia de inhibidores

Los reportes de los niveles de inhibición y toxicidad por parte de distintas sustancias difieren en la literatura. La principal razón para estas variaciones es la complejidad en sí misma del proceso de digestión anaeróbica. (Chen, Cheng, & Creamer, 2008).

Los procesos de digestión anaeróbica pueden ser inhibidos en mayor o menor grado por determinadas sustancias presentes en el sistema. Una sustancia se considera inhibitoria cuando ésta causa un cambio adverso en la población bacteriana o se inhibe su crecimiento, por lo que se produce un descenso en la tasa (en estado estacionario) de producción de gas metano y la acumulación de ácidos orgánicos (Chen, Cheng, & Creamer, 2008). Sin embargo, las dosis bajas de la mayoría de los agentes inhibidores (a menudo denominados sustancias o agentes tóxicos) también pueden servir como estimulantes de la actividad biológica (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.).

Las sustancias inhibitorias pueden provenir del exterior del digestor en la mezcla de la biomasa y agua con la que se le alimenta, tales como: amoníaco, metales pesados, cianuro, fenoles, desinfectantes, etc.; o también producirse internamente como subproductos de la actividad metabólica de las bacterias, tales como: hidrógeno, sulfuro y ácido sulfhídrico, amoníaco y ácidos grasos volátiles.

Cuando se está trabajando con estiércol animal se deben tener presente los siguientes cuatro componentes (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.):

- **Antibióticos:** Los antibióticos son comúnmente añadidos a las dietas de los animales para mejorar su producción o para controlar enfermedades. Éstos pueden alterar las comunidades de microorganismos, aunque su efecto se puede minimizar dándole el debido tiempo a las bacterias para que se aclimaten.
- **Amoníaco:** El ión amonio (NH_4^+) y el amoníaco gaseoso (NH_3) pueden ser tóxicos para las bacterias, especialmente este último a altos pH, por ejemplo, cuando se está tratando estiércol de pollo.
- **Sulfato y sulfuro:** La presencia de sulfatos (SO_4^-) puede reducir la producción de CH_4 . El sulfuro (S^-), último producto de la reducción del sulfato, puede ser muy tóxico para la digestión anaeróbica, dependiendo de los niveles de pH. Para tener una referencia, en la tabla 1.11 se presentan rangos para las concentraciones de amoníacos y sulfuros.

Tabla 1.11. Efecto de las concentraciones de amoníaco y sulfuros en tratamientos anaeróbicos

Efecto sobre el tratamiento anaeróbico	$NH_4^+NH_3 \cdot N$ mg/l	S^2 mg/l
Beneficioso	50 – 200	< 50
Sin efectos adversos	200 – 1,000	50 – 100
Inhibitorio a altos valores de pH	1,500 – 3,000	100 – 200
Tóxico	> 3,000	> 200

Fuente: Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.

- **Cationes:** Cuanto mayor sea el contenido de sal soluble en un digestor, los microorganismos tienen que trabajar más para el transporte de agua dentro y fuera de sus células. Su toxicidad aumenta con el peso molecular, por lo que los metales pesados son los que provocan toxicidad en la reacción a menor concentración que los demás. El orden de toxicidad de los metales pesados es Níquel – Cobre – Cromo – Plomo – Zinc (Ni>Cu>Cr>Pb>Zn).

Además de estos cuatro factores, también se debe tener en cuenta la presencia de desinfectantes, los cuales se mezclan con el estiércol cuando son utilizados para la limpieza y desinfección de las granjas (de cerdos, gallinas, etc.). Moncayo (2013) afirma que los desinfectantes clorados son muy tóxicos incluso a bajas concentraciones (< 1mg/l), aunque pueden ser absorbidos e inactivados. Este autor también señala que los detergentes sintéticos se degradan fácilmente, pero si su concentración es mayor que 20 mg/l se puede afectar el proceso de digestión.

Capítulo 2

Biodigestores

2.1 Definición

Un biodigestor, digestor de desechos orgánicos o simplemente digestor, consiste básicamente en un contenedor o recipiente herméticamente cerrado (denominado reactor o fermentador anaeróbico) donde se deposita el material orgánico o sustrato, el cual experimentará un proceso de digestión o degradación bajo condiciones anaeróbicas. El reactor puede ser de distintos materiales como: plástico, metal, ladrillo, etc. o de la combinación de ellos. También puede adoptar distintas formas como: la cilíndrica, la rectangular o la ovoide, siendo la primera la más utilizada. Un biodigestor es el principal componente de una planta de biogás porque es donde se obtiene tal biocombustible y permite su posterior aprovechamiento energético (véase figura 2.1).

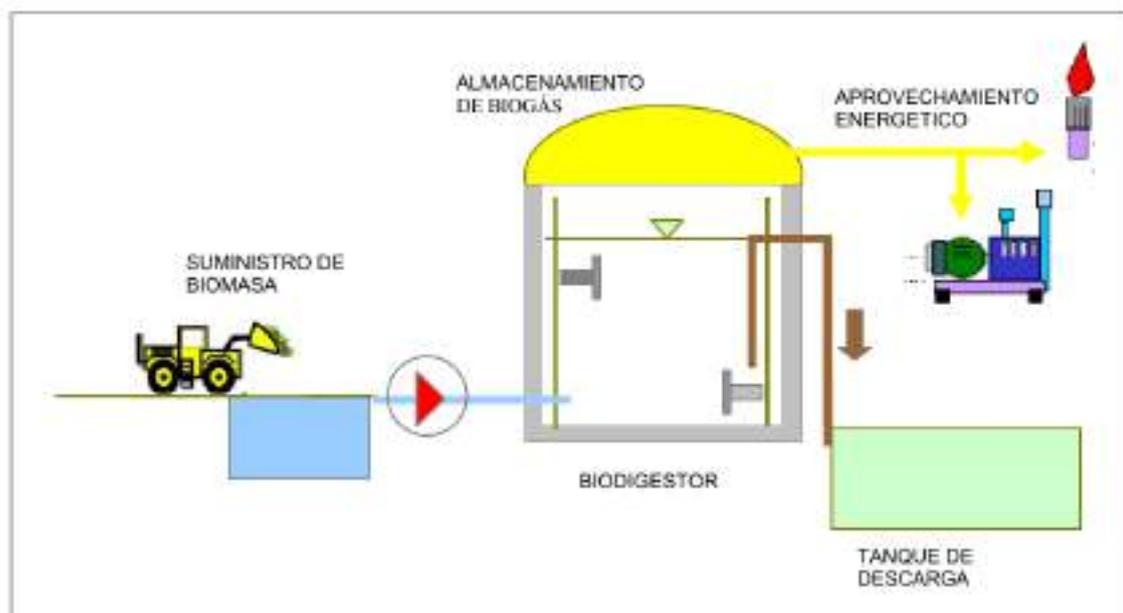


Figura 2.1. Esquema de una planta de biogás

Fuente: Moncayo Romero, 2013

Una planta de biogás, además del reactor y, dependiendo de su tamaño y nivel de sofisticación, puede contar con un tanque de pre-tratamiento y uno de mezclado del material orgánico con agua, un sistema de alimentación y descarga del digestor (conformado por tuberías y algunas veces bombas hidráulicas), y el sistema de gas (compuesto por las tuberías de captación y conducción de biogás, válvulas de seguridad, el sistema de purificación y medición, los tanques de almacenamiento y las antorchas de biogás). Ejemplos de estas plantas de biogás a escala industrial se muestran en las figura 2.2 y figura 2.3.



Figura 2.2. Esquema descriptivo de una planta de biogás de la compañía Puxin en China

Fuente: Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013



Figura 2.3. Planta de biogás en Nicaragua

Fuente: Moncayo Romero, 2013

2.2 Características principales y parámetros de funcionamiento de un biodigestor

Existe una terminología y unos componentes principales que se deben tener en cuenta cuando se está trabajando con un biodigestor, cualquiera que sea su tipo. Por consiguiente, se tiene el conducto de alimentación a la entrada del biodigestor y el conducto de descarga a la salida del mismo. El material o sustrato con el que se alimenta al digestor se denomina afluente (mezcla de materia prima utilizada y agua), y el que se obtiene a la salida, es decir, el material que ha sido degradado o digerido luego de transcurrido el tiempo de permanencia dentro del digestor, se denomina efluente o digestato. Este último puede ser utilizado como un fertilizante orgánico.

El volumen del reactor puede ser dividido en un volumen útil o de trabajo, ocupado por la mezcla de agua y material orgánico, y un volumen gaseoso en la parte superior destinado al almacenamiento del biogás producido. Este último se denomina cúpula, domo o campana de gas, y puede ser rígida, flexible o flotante. Su tamaño dependerá de si se cuenta con un recipiente de almacenamiento exterior de biogás (gasómetro) o se utiliza dicha campana para almacenar todo el gas mientras se va produciendo (véase figura 2.4).

Finalmente, todo biodigestor tiene una salida (casi siempre ubicada en su parte más alta), que permite la extracción del biogás cuando se abren las válvulas de la tubería de biogás.

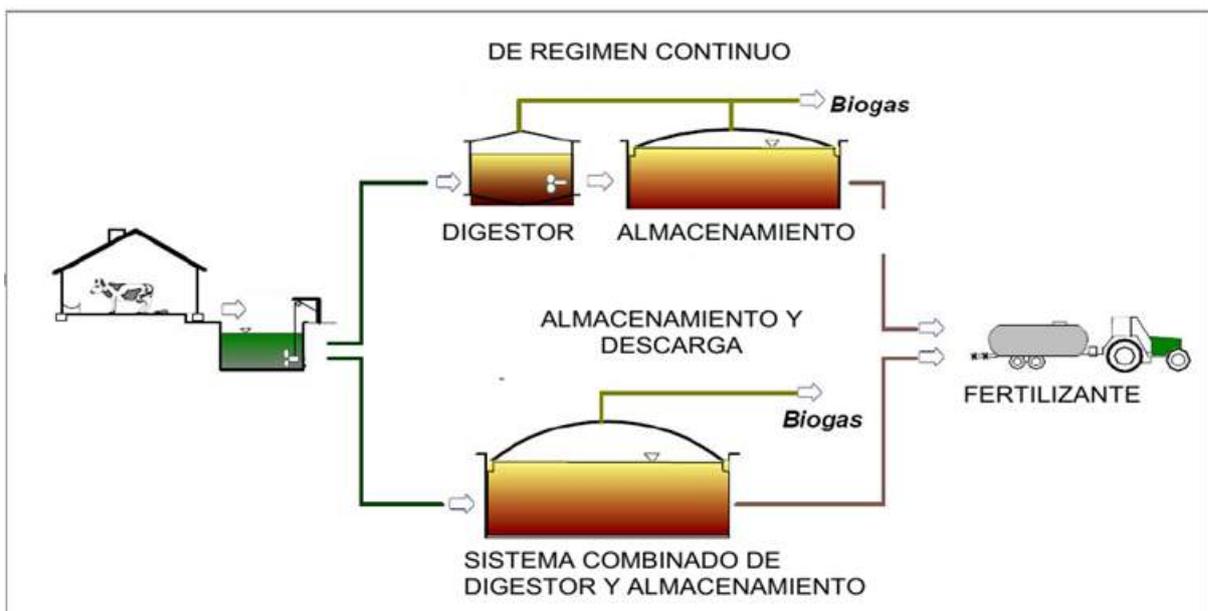


Figura 2.4. Esquema de un digestor y sistema de almacenamiento de biogás

Fuente: Moncayo Romero, 2013

2.2.1 Relación entre la concentración del afluente, la carga orgánica volumétrica y el tiempo de retención hidráulico

Cuando se diseña un biodigestor, se debe tener en cuenta que su volumen total ha de albergar una fase líquida V_L (denominado volumen útil) y otra gaseosa V_G (biogás producido), tal como lo expresa la ecuación (2.1). El volumen destinado a esta última, tal como se mencionó,

depende del tamaño del gasómetro, del depósito exterior al biodigestor donde se almacena el biogás producido diariamente, y del volumen de gas consumido diariamente. Se debe considerar además un porcentaje de seguridad (generalmente un 20% del volumen total calculado) para cubrir eventuales variaciones en la producción de biomasa. El volumen mínimo para el almacenamiento de biogás en el digestor debe ser de 4 a 6 horas de producción de biogás (Moncayo Romero, 2013).

$$V_T = V_L + V_G \quad (2.1)$$

Las bacterias requieren de un cierto tiempo para degradar la materia orgánica. El tiempo de retención hidráulico (TRH) es la cantidad de días necesarios para que la carga diaria (materia orgánica + agua) permanezca dentro del biodigestor y pueda ser consumida por las bacterias. De esta manera, si se empieza a cargar diariamente el biodigestor, inicialmente vacío, con un volumen $Q_{afluente}$ ($m^3 / día$) de la mezcla biomasa y agua, tardará tantos días en llenarse como el tiempo de retención considerado. Por lo tanto, en el día “ $TRH + 1 día$ ”, al cargar con $Q_{afluente}$, el biodigestor se desbordará y se obtendrá un volumen de salida igual al de entrada: $Q_{efluente} = Q_{afluente}$.

De esta manera, el volumen útil del biodigestor (tomado como V_D en adelante) se puede expresar mediante la ecuación (2.2); donde los tiempos de retención, por lo general, varían entre 20 y 55 días, con cargas diarias que varían entre 1 y 5 kg de sólidos totales por m^3 de digestor. (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011).

$$V_D = \text{Volumen útil biodigestor} (m^3) = TRH (\text{días}) * Q_{afluente} (m^3 / día) \quad (2.2)$$

Nótese que el TRH, es el tiempo promedio en el cual la fracción líquida permanece dentro del digestor. De esta manera, si el volumen de trabajo del reactor permanece constante, el TRH puede obtenerse de la división de dicho volumen entre el caudal de entrada o salida.

De acuerdo con la ecuación (2.2), una reducción del TRH se refleja en una reducción en el volumen útil necesario, y por tanto en los costos del reactor. Es por esto que muchos sistemas de digestión se diseñan para que los microorganismos permanezcan en el reactor más tiempo que el TRH. Éstos cuentan con los denominados mecanismos de retención de biomasa, los cuales utilizan una especie de rejilla o pantalla que atrapa a los microorganismos y permite su desarrollo. Se debe tener presente que la población bacteriana se mantiene estable si el tiempo de retención celular en la rejilla se iguala a su tiempo de reproducción.

Dado que es más fácil medir la masa total de las partículas sólidas suspendidas en el líquido en lugar de la masa de los microorganismos, se puede calcular el tiempo promedio de retención de los microorganismos en el digestor aproximándolo al tiempo de retención de sólidos (TRS). Éstos relacionan los sólidos suspendidos en el reactor y aquellos que salen de éste, tal como se expresa en la ecuación (2.3) (Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W.). El TRS, también denominado tiempo de retención de sólidos biológicos (TRSB) se puede calcular como la relación entre la cantidad de materia orgánica

o SV que entra al digestor y la cantidad de SV que sale de éste cada día (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011)

$$TRH = \frac{\text{Masa de sólidos suspendidos en el reactor}}{\text{Masa de sólidos que salen del reactor}} \quad (2.3)$$

La concentración del afluente (c_o) se define como la cantidad de materia orgánica, expresada a través de los SV, por volumen líquido total de este (Q_{afluente}), por lo que tendrá las siguientes unidades:

$$c_o \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ afluente}} \right] \quad (2.4)$$

Si a la ecuación (2.2) del volumen útil del digestor se le multiplica en ambos lados por c_o , se obtiene:

$$\begin{aligned} c_o \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ afluente}} \right] * V_D [\text{m}^3 \text{ digestor}] &= c_o \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ afluente}} \right] * Q_{\text{afluente}} \left[\frac{\text{m}^3 \text{ afluente}}{\text{día}} \right] * TRH (\text{días}) \\ c_o \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ afluente}} \right] * V_D [\text{m}^3 \text{ digestor}] &= c_o * Q_{\text{afluente}} \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{día}} \right] * TRH (\text{días}) \\ c_o \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ afluente}} \right] &= \frac{c_o * Q_{\text{afluente}}}{V_D} \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{día} * \text{m}^3 \text{ digestor}} \right] * TRH (\text{días}) \end{aligned} \quad (2.5)$$

El producto $\frac{c_o * Q_{\text{afluente}}}{V_D}$ de la ecuación (2.5) se define como la carga orgánica volumétrica (COV) y expresa la cantidad de materia orgánica que se suministra por volumen de digestor por día, por lo que se tiene:

$$c_o \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ afluente}} \right] = COV \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{día} * \text{m}^3 \text{ digestor}} \right] * TRH (\text{días}) \quad (2.6)$$

Reordenando los términos de la ecuación (2.6) podemos expresar el TRH en función de la concentración del afluente y de la COV:

$$TRH (\text{días}) = \frac{c_o \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ afluente}} \right]}{COV \left[\frac{\text{kg SV}}{\text{día} * \text{m}^3 \text{ digestor}} \right]} \quad (2.7)$$

Estos tres parámetros de funcionamiento de un biodigestor son los más importantes cuando se diseñan plantas de biogás. La ecuación (2.7) muestra que definiendo la concentración del afluente, es decir, la adecuada proporción materia prima – agua (teniendo en cuenta el nivel de ST adecuados para la digestión anaeróbica), y la carga orgánica volumétrica (determinada por la temperatura), se puede obtener el TRH lo que permitirá posteriormente dimensionar el biodigestor. En la figura 2.5 se muestra la relación entre los tres parámetros, para distintos valores típicos de C_o . En esta se puede apreciar que para una COV seleccionada al aumentar la concentración del afluente se requiere un mayor TRH para poder degradar mayor cantidad de materia orgánica dentro del digestor.

2.3 Tipos de biodigestores

Existe una gran variedad de biodigestores, por lo que se puede hacer una clasificación de acuerdo a diferentes criterios como: modo de operación, llenado y vaciado, volumen, número de tanques de proceso, orientación de los mismos o los sistemas de movilización de biomasa (Agencia Andaluza de la Energía. Consejería de economía, innovación y ciencia. Junta de Andalucía, 2011).

De acuerdo con Kaiser et al. (2002), el primer biodigestor lo implementó Imhoff en Alemania en 1920, y a partir de ese momento se han probado diversas configuraciones y construcciones, buscando una mayor eficiencia en la producción de biogás y menor costo de inversión.

Pueden existir biodigestores con diferente intensidad de mezclado (mezclado continuo, parcial o nulo), biodigestores con retención de biomasa o recuperación del efluente, de una o dos etapas, etc. Sin embargo, se puede hacer una división en dos grandes grupos, de acuerdo a su tamaño y nivel de sofisticación. Existen plantas de biogás a pequeña escala, esto es a nivel de hogares o pequeñas comunidades agrícolas, y plantas de biogás a escala industrial. En el segundo grupo existen digestores que se alimentan en modo continuo por medio de bombas o en modo batch (discontinuo); mientras que en el primero, los biodigestores funcionan, generalmente, en régimen semicontinuo (alimentados en forma manual y por gravedad solo una vez al día), o pueden funcionar con una combinación del régimen semicontinuo o discontinuo. En este último modo de operación, después del llenado inicial del biodigestor, se recoge el biogás producido después de un determinado tiempo y luego de transcurrido éste se vacía completamente el digestor para repetir el proceso.

2.3.1 Biodigestores domésticos

Son biodigestores relativamente pequeños y de “baja velocidad”, por lo general utilizados en zonas rurales y son típicamente diseñados para manejar estiércol animal (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013; Kaiser, Bas, & Gronauer, 2002). Pero también pueden usarse desechos humanos, hojas, pastos y residuos agrícolas. Son especialmente adecuados para su uso en el entorno rural porque requieren pocos conocimientos técnicos en su operación y mantenimiento. No hay un suministro continuo de contenido del digestor sino que se hace por gravedad y normalmente de manera intermitente (una vez al día), por lo que la digestión avanza lentamente con tiempos de retención que van de 40 a 45 días (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

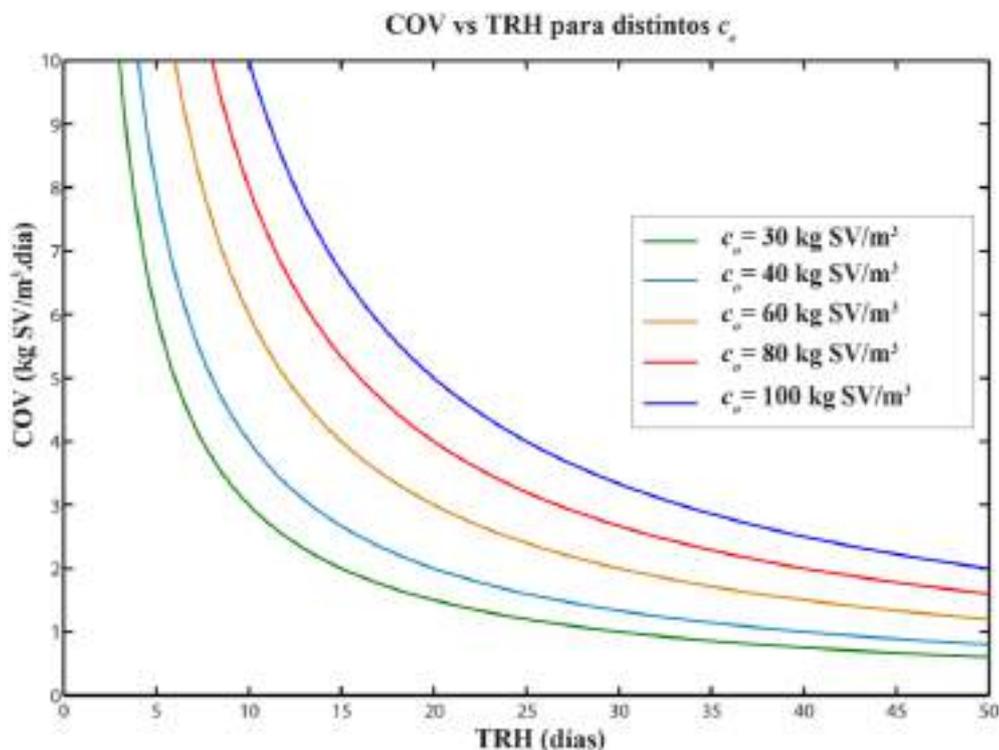


Figura 2.5. Relación entre la COV y el TRH para distintas c_0

Fuente: Elaboración propia

Este tipo de biodigestores son utilizados extensivamente en países en desarrollo. Así por ejemplo se estima que en China e India, entre abril de 2010 y marzo de 2011, se instalaron 2.8 millones y 150 mil plantas de biogás, respectivamente, con lo que el número total de plantas alcanzó los 42.8 millones en China y los 4.5 millones en India (SNV, 2012). Además de estos países, en Asia se tiene: Nepal, Vietnam, Bangladesh, Pakistán, entre otros; en países de África como: Ruanda, Etiopía y Tanzania; países de Centroamérica como: Costa Rica y Nicaragua, y de Sudamérica como: Colombia, Bolivia y Perú existe la aplicación de este tipo de biodigestores de bajo costo, principalmente en zonas rurales, impulsada muchas veces por instituciones gubernamentales y por organizaciones internacionales como SNV o la Cooperación Técnica Alemana (GIZ) GmbH.

En estos tipos de biodigestores existen dos modos principales de funcionamiento: semi-batch o semicontinuo (biodigestor tipo hindú y taiwanés) y batch o discontinuo (biodigestor tipo chino). El sistema de flujo semicontinuo es más adecuado para establecimientos con disponibilidad diaria de materia orgánica como las lecherías o porquerizas, mientras que los sistemas discontinuos son adecuados para establecimientos con disponibilidad intermitente de materia orgánica, como es el caso de las camas de pollos o pavos las cuales son retiradas después de un periodo de producción o engorde, o los residuos de frutas durante las cosechas (café, cacao, mango, etc.) (Dias Da Silva & Kreling, 2006).

Los digestores utilizados en India, China y otros países en vías de desarrollo, por lo general para obtener biogás y fertilizante orgánico (del efluente) a partir del estiércol animal, tienen las siguientes partes comunes (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013):

- Tanque de mezclado: el material de alimentación se mezcla con suficiente cantidad de agua para formar una mezcla homogénea.
- Tubería de entrada: el sustrato se descarga dentro del digestor a través del tubo de entrada.
- Digestor: el material se fermenta dentro del digestor y el biogás se produce por medio de la acción bacteriana.
- Gasómetro o domo de almacenamiento de biogás: el biogás se colecta en el gasómetro, el cual almacena el biogás hasta su consumo.
- Tubería de salida: El material digerido se descarga al depósito o tanque de salida por medio de la tubería de salida o de una abertura en el digestor.
- Tubería de gas: lleva el biogás al punto de utilización, como una estufa o lámpara.

De acuerdo con Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013, las limitaciones básicas de los digestores domésticos o de baja velocidad (o tasa), y que caracterizan la lentitud de estas plantas de biogás, son las siguientes:

- No existe ninguna disposición para la agitación o mezcla del contenido del digestor.
- Debido a que no cuentan con los denominados sistemas de retención de biomasa que permita retener a los microorganismos por más tiempo, cuando sale el contenido del digestor por la tubería de salida; parte de la población microbiana atrapada en la suspensión también es retirada. Por consiguiente, la salida de la suspensión causa un “lavado” o *wash out* de parte de las bacterias activas, lo que disminuye el rendimiento del digestor.
- El proceso de digestión anaeróbica en este tipo de biodigestores se opera en una misma cámara bajo un mismo proceso. Sin embargo, la digestión anaeróbica involucra no una sino tres fases principales (hidrólisis, formación de ácidos y formación de metano), de las cuales los grupos de bacterias implicadas en las dos últimas fases tienen diferentes necesidades fisiológicas, nutricionales, de temperatura y pH, etc. (tabla 2.1). Cinéticamente también las tres fases son diferentes. Por ejemplo, en caso de sustratos difíciles de hidrolizar como la fitomasa (materia viva vegetal), la primera fase suele ser la más lenta, mientras que en el caso de sustratos que contienen principalmente azúcares y ácidos grasos volátiles como las aguas residuales, la última fase puede ser la limitante. Mientras que las bacterias metanogénicas son muy sensibles a las variaciones de pH, temperatura y velocidad de carga orgánica (COV), requiriendo un control rígido del proceso; las bacterias involucradas en las otras dos fases (anaeróbicas facultativas) son más resistentes.

Por lo descrito en el párrafo anterior, se debe lograr un compromiso en valores de pH, temperatura y carga orgánica volumétrica que sean adecuados para las tres fases, tal como se indicó en el primer capítulo. Por ejemplo, si se dan las mejores condiciones para la fase más delicada (metanogénica), se estaría haciendo a expensas de disminuir la eficiencia de las fases anteriores. Sin embargo, dado que la primera fase conduce a la segunda y ésta a la tercera, la ineficiencia de las dos primeras fases necesariamente implicará un mal desarrollo de la última fase, expresándose con disminución en el producto final como el metano.

Sin embargo, a pesar de las limitaciones mencionadas anteriormente, estas plantas de biogás aún son ampliamente usadas en India y en otros países en desarrollo debido a su mínimo coste, facilidad de operación y su correcta adecuación al medio rural (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

Tabla 2.1. Condiciones adecuadas para la digestión anaeróbica

Parámetro	Hidrólisis/acidogénesis	Metanogénesis
Temperatura	25 – 35 °C	Mesofílico: 32 – 42 °C Termofílico: 50 – 58 °C
pH	5.2 – 6.3	6.7 – 7.5
Relación C/N	10 – 45	20 – 30
Contenido de materia seca	< 40% MS	< 30% Materia seca
Potencial redox	+ 400 a – 300 mV	< -250 mV
Relación C:N:P:S requerida	500:15:5:3	600:15:5:3
Elementos traza	Ningún requerimiento especial	Esencial: Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Mo, Se

Fuente: Deublein & Steinhäuser, 2008

2.3.1.1 Biodigestor tipo hindú

Denominado biodigestor de cúpula (o domo) flotante porque la cámara de recolección de biogás no está fija sino que se desplaza hacia arriba cuando el gas se acumula o hacia abajo cuando se extrae, guiada por un bastidor para evitar que se incline. Es decir, el depósito de biogás es una campana flotante sellada con la mezcla de agua y materia orgánica que se está degradando (véase figura 2.6). Dicho movimiento ascendente y descendente provee alguna agitación a la mezcla.

Las dos partes principales son el digestor y el gasómetro. El digestor se construye con mampostería de ladrillo y el gasómetro es fabricado con láminas de acero dulce. Este último, debido a que está flotando sobre la mezcla de agua y materia orgánica, puede ser rotado manualmente para proporcionar agitación a la mezcla y remover la espuma formada. En la figura 2.7 se muestra una instalación real con este tipo de digestor. Sin embargo, debido al incremento en el costo del acero y a que éste es propenso a la corrosión, otras alternativas de materiales han sido probadas, como ferro-cemento, polietileno de alta densidad y policloruro de vinilo (PVC).

El suministro de la mezcla con la materia orgánica, normalmente, se realiza una vez al día. No existe la necesidad de proveer una válvula de seguridad en el domo porque no se desarrolla una presión excesiva, ya que a medida que el biogás se va produciendo el domo asciende, manteniendo una presión constante. La presión manométrica del gas dentro del domo está en un rango entre 0.7 y 0.9 kPa (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

Dentro de este tipo de digestores de cúpula flotante se encuentra el modelo denominado KVIC (Khadi and Village Industry Commission) desarrollado en la India. Se puso en uso regular por primera vez en 1951 y es el precursor de todos los modelos de plantas de biogás de cúpula flotante (véase figura 2.8). El modelo está disponible en un amplio rango de capacidades desde 1m³ hasta 112 m³ en términos del gas producido por día. El modelo

comúnmente usado es el de una capacidad de 3.2 m³ con 55 días de TRS (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

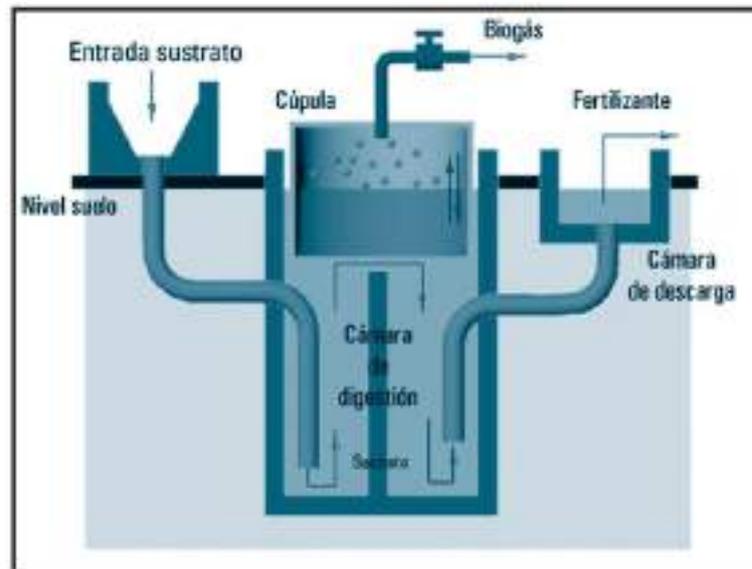


Figura 2.6. Biodigestor tipo hindú

Fuente: Pizarro, 2005



Figura 2.7. Planta de biogás con biodigestor tipo hindú

Fuente: Anónimo (extraída de internet)

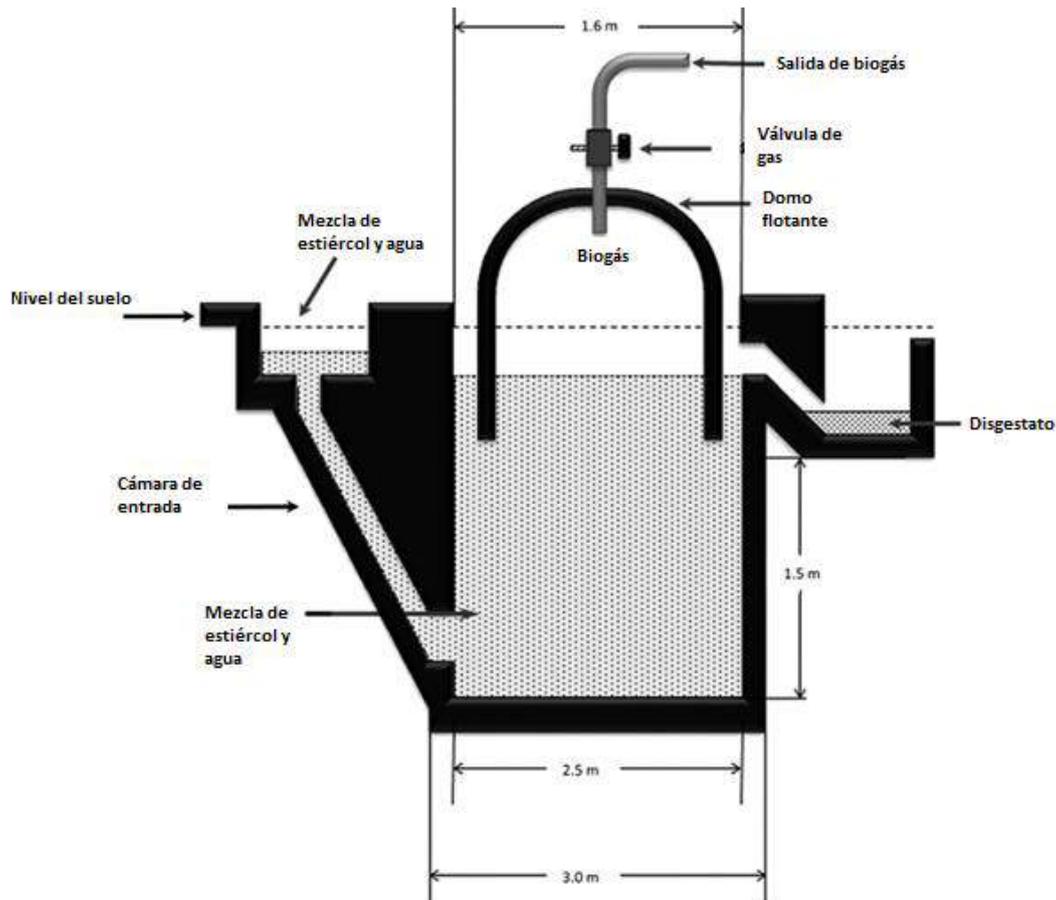


Figura 2.8. Digestor de domo flotante

Fuente: Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013

2.3.1.2 Biodigestor tipo chino

También denominado biodigestor de domo fijo, tiene su origen en China en la década de 1960. Se utilizaba para la producción de biogás, principalmente, pero además para producir un fertilizante orgánico de bajo contenido en microorganismos patógenos (Dias Da Silva & Kreling, 2006). Básicamente consiste en una cámara cilíndrica subterránea de ladrillo con un canal de entrada y una pequeña cámara a la salida. A diferencia del modelo hindú tiene una cámara fija en forma de cúpula para el almacenamiento de biogás hecha de ladrillo y cemento, y construida por debajo del nivel del suelo, con una base de la misma forma o plana (véase figura 2.9 y figura 2.10).

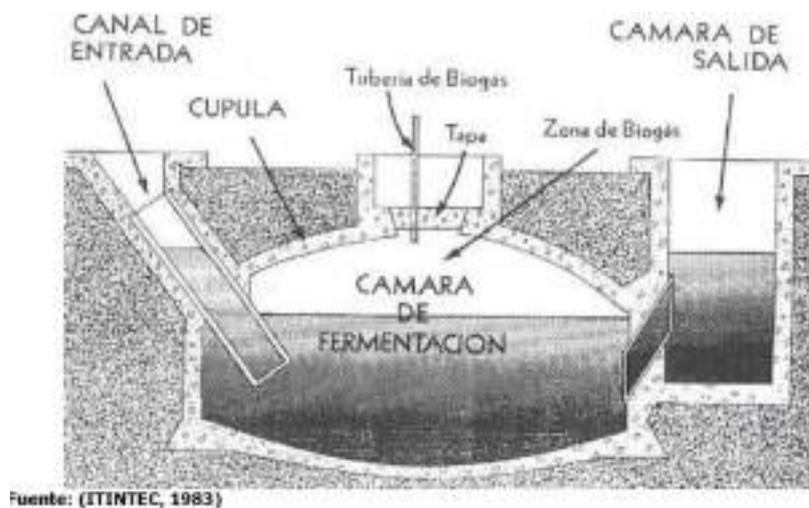
A medida que se produce más gas, la presión dentro del digestor aumenta en contraste con las plantas de cúpula flotante en la que la presión de gas en el interior se mantiene bastante constante. La producción de gas por m^3 de materia para este tipo de digestores se asume de 0.15 a 0.30 m^3 por día, dependiendo de las condiciones climáticas y el tipo de material utilizado (Mazumdar, 1982). Dado que es importante tener una presión constante para poder utilizar el gas, se debe regular la presión por ejemplo agregándole un depósito exterior de gas. Todos los digestores chinos se pueden alimentar de manera discontinua y/o semi-continua. Usualmente, los desechos como: hojas, hierba y residuos agrícolas (fuentes de

carbono) se agregan en modo batch, mientras que los desechos animales y humanos (fuentes de nitrógeno) son agregados diariamente (Mazumdar, 1982).



Figura 2.9. Construcción de biodigestor tipo chino en Vietnam

Fuente: SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (b), 2012



Fuente: (INTINTEC, 1983)

Figura 2.10. Biodigestor tipo chino promovido por INTINTEC (Perú)

Fuente: SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a), 2012

Su principal ventaja es su larga vida útil, la cual está alrededor de 20 años (no posee partes metálicas que puedan oxidarse como el modelo hindú); además, debido a que se posiciona bajo de la tierra no estorba las actividades diarias de la familia o del ganado, evitándose riesgos de daños. Sin embargo, existe dificultad para lograr la hermeticidad y evitar la porosidad debido a que se construye con ladrillo y cemento, por lo que se han presentado problemas por la aparición de grietas en las paredes de cemento debido a las fluctuaciones

de temperaturas, lo que perjudica notablemente la planta. Otra desventaja es que requieren de una cantidad significativa de mano de obra especializada y materiales (cemento, ladrillo, piedra, arena, arcilla, fierro, etc.) no tan fáciles de conseguir en zonas aisladas. Su costo es menor al de las plantas de cúpula flotante; para el caso del Perú supera los S/. 3500 aproximadamente (SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a), 2012)

Otro factor a considerar es que el gas que se acumula en la cúpula ejerce presión sobre la suspensión o mezcla, la cual tiende a desplazarse hacia los tanques de entrada y salida. La presión ejercida por el gas puede ser tan alta como 8.8 kPa. Para asegurarse de que la mezcla fresca se mantenga en el digestor durante un TRS mínimo de 50 días, el nivel superior de la suspensión debe permanecer unos centímetros por debajo de los extremos superiores de las puertas de entrada y de salida. La suspensión digerida (tiempo mayor de 50 días) más ligera que el lodo fresco, queda a pocos centímetros por encima de las capas de lodo fresco en las tuberías de entrada y salida. Por lo tanto, la suspensión más vieja se desplaza fuera del digestor a los tanques de entrada y salida cuando el gas producido se acumula en la cúpula y presiona la suspensión. Las plantas comúnmente usadas son de 2 m³ de capacidad, con un TRS de 50 a 66 días. Numerosas variantes de este modelo básico han sido desarrolladas en China y en otros lugares. Ellos difieren entre ellos en detalles menores en su diseño, pero mantienen la configuración esencial. (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

Un ejemplo de este tipo de biodigestores es el que ofrece la Sheuzhen Puxin Science & Technology Company (SPSTC) de China, el cual se mostró en la figura 2.2 , y ha sido instalado en China y en muchos otros países de Asia, África y Europa como Kenia, Ghana y España. Es un tipo de planta de cúpula fija que puede alimentarse con desechos de granjas y otro tipo de bio-desechos. Esta compañía ofrece plantas de biogás en tamaño familiar, medio y a gran escala. En este modelo, el digestor está hecho de concreto y el gasómetro de plástico reforzado con fibra. A escala familiar el digestor viene en tres tamaños (6, 10 y 14 m³). Las plantas de biogás a media y gran escala vienen con volúmenes de digestores de uno a varios cientos de m³ (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

2.3.1.3 Biodigestor CAMARTEC

Este tipo de biodigestor se considera como una evolución del modelo chino. Fue desarrollado en Tanzania por el Center for Agricultural Mechanization and Rural Technology (CAMARTEC) en colaboración con la Cooperación Técnica Alemana (GTZ) – GmbH. Éstos han desarrollado y probado plantas de cúpula fija desde 1983, con la finalidad de reducir costos del digestor modelo chino, simplificar la construcción y reducir la cantidad de materiales.

La planta estándar tiene forma semiesférica con un fondo plano y una abertura superior. La parte de la entrada es muy similar al modelo chino conectándose el tubo de entrada directamente al tanque de alimentación donde se mezcla el estiércol; el tubo de salida conecta la cámara principal (de mayor tamaño) a una cámara de expansión semiesférica o de compensación (véase figura 2.11 y figura 2.12)

Sus principales ventajas son que su construcción demanda de materiales accesibles en mercados locales aislados y con una menor inversión en éstos, debido al rediseño basado en una mezcla pobre de hormigón. En contraparte, su principal desventaja es la complejidad de

la instalación y la necesidad de maestros de obra especializados (SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a), 2012).

Los tamaños usuales a nivel familiar son de 4, 6, 9 y 12 m³; con un costo aproximado de S/ 2600 para el de 6m³ (SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a), 2012). Sin embargo, también existen plantas de volúmenes de 16, 30 y 50 m³ (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

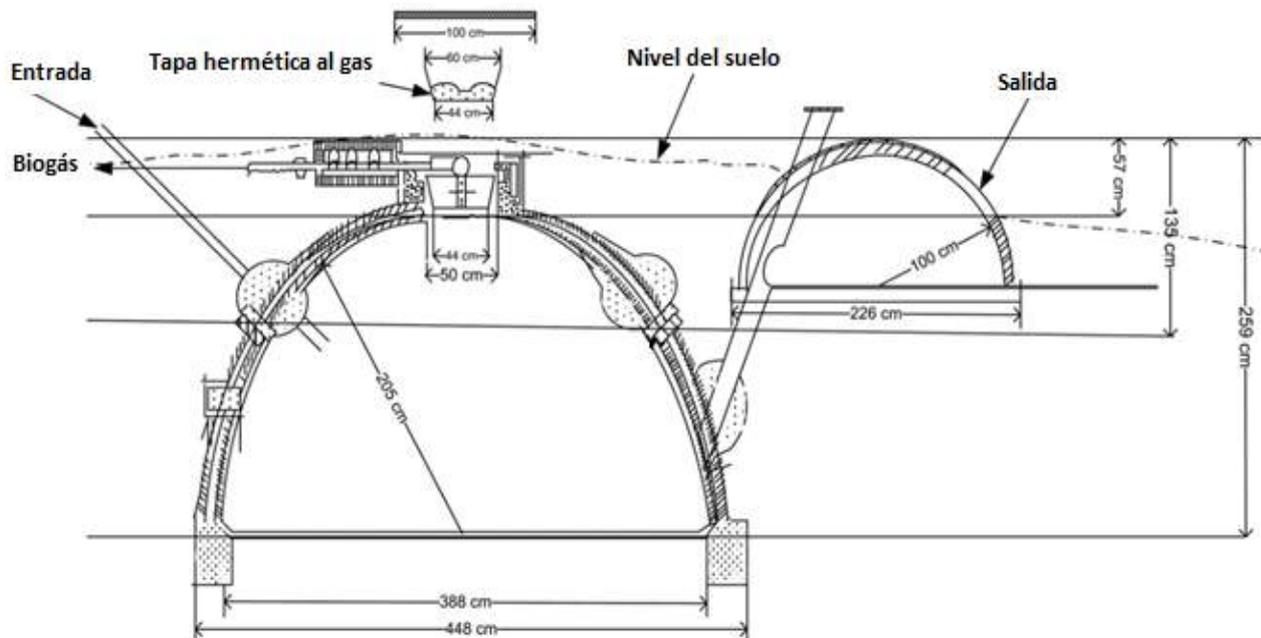


Figura 2.11. Planta de biogás comercializada por CAMARTEC, Tanzania

Fuente: Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013

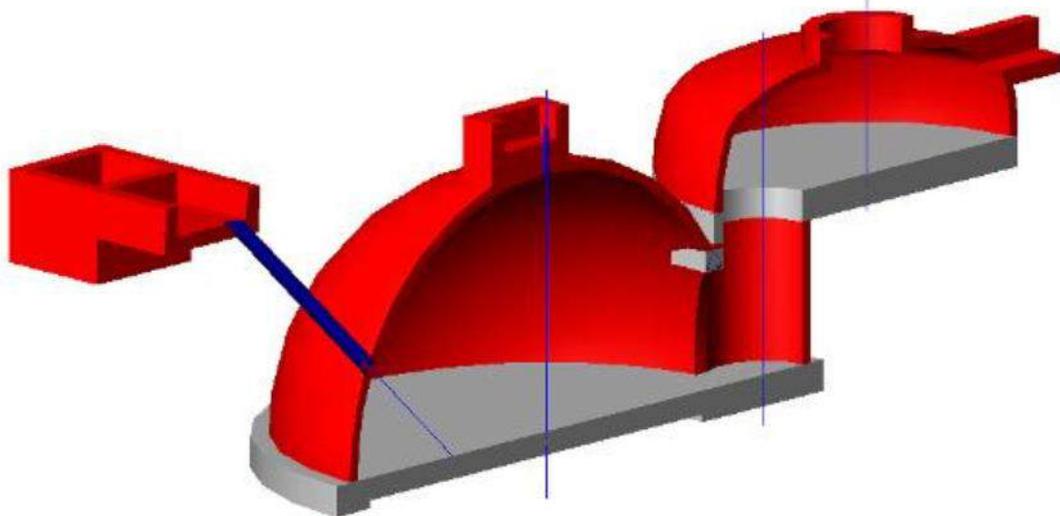


Figura 2.12. Esquema isométrico del modelo CAMARTEC

Fuente: SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a), 2012

2.3.1.4 Biodigestor taiwanés

Este tipo de digestor (digestor de bolsa, balón o tubular) fue introducido en Taiwán en 1960. Está hecho de plástico inflable y es especialmente popular en China. Estos digestores vienen en volúmenes desde 2.2 a 13.5 m³, siendo los de 6m³ los utilizados comúnmente. (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

De acuerdo con Mazumdar (1982) este modelo de digestor de bajo costo fue desarrollado por Chung Po de Taiwán utilizando goma de neopreno. Éste diseño combina la cámara de digestión, el tanque de sedimentación y el gasómetro en una sola unidad. El sustrato no ocupa todo el volumen del digestor, ya que debe quedar un espacio para el gas. Así, a medida que la bolsa se hincha, el gasómetro se va formando y llenando (véase figura 2.13). El funcionamiento de este digestor se basa en la tecnología de digestión anaeróbica *plug-flow* o de flujo pistón, por la forma en la que se desplaza la carga en su interior. Este tipo de flujo se explica posteriormente con mayor detalle, cuando se describa el biodigestor tipo pistón a escala industrial.

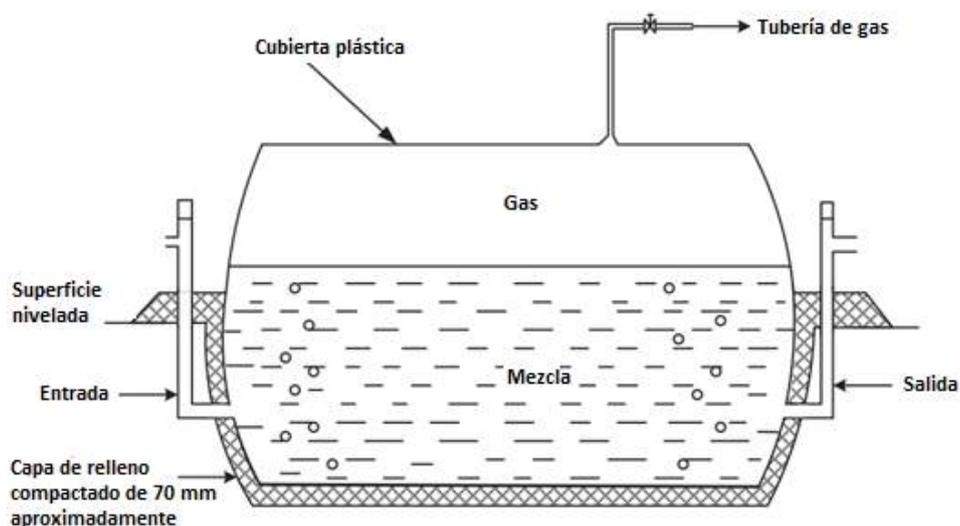


Figura 2.13. Digestor de balón: la parte superior se infla a medida que el biogás se recoge en ella

Fuente: Mazumdar, 1982

Dicho modelo, según Mazumdar (1982) consistía básicamente en una bolsa de goma cilíndrica de aproximadamente 3.3 m de largo y 1.5 m de diámetro. Todo el área necesaria para el digestor, junto con las tuberías de entrada y salida, debe ser de al menos 4.5 m de longitud y 1.8 m de ancho. Esta bolsa de biogás debe ser apoyada hasta el nivel de mezcla que contiene en su interior. Esto se puede hacer mediante su colocación en una zanja cavada en el suelo hasta dicho nivel y las salidas a nivel del suelo.

Posteriormente y buscando superar las desventajas de los digestores de tipo hindú y chino, como su costo elevado, complejidad y la aparición de grietas, Thomas Preston junto a Lylian

Rodríguez desarrollaron también en Taiwán un modelo de biodigestor tubular de polietileno. Este modelo, también conocido como biodigestor tubular de bajo costo, fue probado por primera vez en dicho país en el año 1985 en el International Livestock Research Institute. En este modelo se sustituye la cámara de concreto (modelo chino) o de acero (modelo hindú) por una manga de plástico, reduciéndose así la inversión en materiales y mano de obra. Al igual que el modelo desarrollado por Chung Po y a diferencia de los modelos chino e hindú, éste no va enterrado, sino que va contenido en una zanja, tal como se puede apreciar en la figura 2.14. Además, en zonas de sierra se construye un invernadero y así aprovechar la energía solar para calentarlo.

De acuerdo con Raúl Botero, profesor de la Universidad EARTH de Costa Rica e impulsor de este modelo de digestor, el modelo taiwanés comparado con otros digestores, es el de menor costo, mayor facilidad de instalación, manejo, mantenimiento y reparación, y posee la más alta eficiencia (BBC, 2009). Por ejemplo, un biodigestor de polietileno de 16 m³ de volumen total (12 m³ de fase líquida y 4 m³ de capacidad de almacenamiento de biogás) tiene un costo de alrededor US\$ 200 (recuperable en unos seis meses) y una vida útil de 10 años (BBC, 2009). Debido a la poca durabilidad del polietileno, actualmente se están fabricando estos biodigestores con geomembrana de PVC, pero más costoso.



Figura 2.14. Ubicación del digestor en zanja protegida con tapiales de adobe

Fuente: Martí Herrero, 2008

Este modelo de biodigestor se alimenta diariamente (flujo semi-continuo) con la mezcla adecuada de agua y material orgánico. Consiste en un fermentador y cámara de almacenamiento de biogás en forma tubular hecha de polietileno en capa doble o de geomembrana de PVC, el cual es instalado en forma horizontal en una zanja excavada en el suelo que funciona como aislante térmico, con un tubo de admisión del afluente y un tubo de salida del efluente, y un tubo en la parte superior central para la salida del biogás, tal como se muestra en la figura 2.15. Los residuos entran por un lado y salen por el otro a la misma cantidad del material digerido. Esto implica que cierta parte de la masa bacteriana se

pierde, por lo que una parte de los residuos debe utilizarse para la síntesis de nuevas bacterias, disminuyéndose la cantidad de materia orgánica que sirve como alimento de las bacterias existentes. Esto se traduce en una menor producción de biogás. Este digester también cuenta con una válvula de seguridad que evita su ruptura por la presión que puede generarse debido a una producción excesiva de biogás.

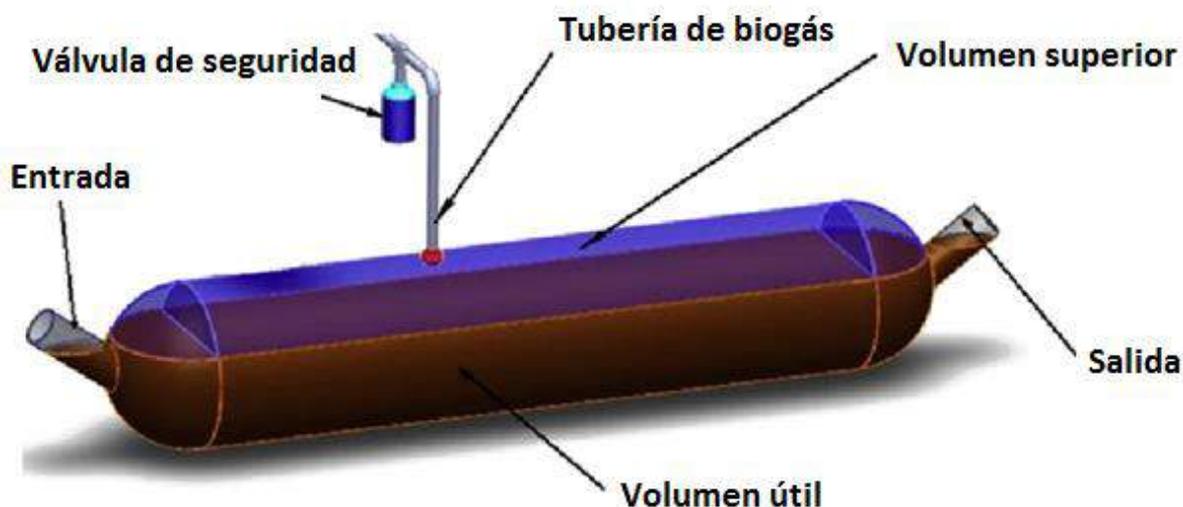


Figura 2.15. Diagrama esquemático de un digester tubular de plástico de bajo costo

Fuente: Ferrer, Garfí, Uggetti, Ferrer-Martí, Calderon, & Velo, 2011

Este biodigester se puede alimentar con todo tipo de materia orgánica que puede ser descompuesta anaerómicamente, como heces, orina y otros residuos animales (sangre, tejido, grasa y contenido digestivo) y residuos vegetales y humanos; con un tiempo de retención que puede variar entre 25 a 50 días.

El gas también puede ser almacenado separadamente en un gasómetro. Una ventaja del uso del plástico como material de construcción es que hace que la piel del digester sea delgada, haciendo fácil su calefacción por la radiación solar. Debido a esto, las temperaturas promedio dentro de este digester es 2-7 °C superiores en comparación con un digester de cúpula fija (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013). La tasa de producción de biogás es por tanto mayor. Pero el material del digester debe ser resistente a la radiación UV o ésta podría inactivar las bacterias metanogénicas.

El resumen de las ventajas y limitaciones de los digestores domésticos tratados en los puntos anteriores son mostrados en la tabla 2.2

Tabla 2.2. Ventajas y desventajas de los biodigestores domésticos más comunes

Biodigestor	Ventajas	Desventajas
Modelo hindú	<p>Relativa facilidad en su construcción.</p> <p>La presión del gas almacenado es constante ya que es regulado por el peso del gasómetro.</p> <p>El volumen del gas almacenado es visible directamente.</p>	<p>La cúpula de acero implica un costo sustancial.</p> <p>La parte de acero es susceptible de corrosión por lo que estas plantas tienen un menor tiempo de vida (poco más de 5 años) que las de domo fijo.</p> <p>La pintura del tambor implica mayores costos de mantenimiento.</p> <p>Si el alimento contiene material flotante (como fibras o paja) el gasómetro puede atascarse en la escoria resultante.</p>
Modelo chino y CAMARTEC	<p>Tiempo de vida muy largo (con una buena construcción).</p> <p>Menores costos de construcción que uno de cúpula flotante.</p> <p>Por su construcción debajo del suelo no ocupa espacio en la superficie, y está protegido de los cambios de temperatura.</p> <p>Relación de mezcla estiércol/agua aproximada de 1 a 1, por lo que requiere menos agua en comparación con el modelo hindú.</p>	<p>Debido a la presión del gas, incluso una pequeña grieta en la mampostería del domo puede causar grandes pérdidas de biogás.</p> <p>Mayor complejidad en construcción y mantenimiento (vaciarlo cada cierto tiempo para identificar las posibles fisuras en la cúpula).</p> <p>La presión del gas varía enormemente dependiendo del volumen de éste almacenado.</p> <p>Necesidad de personal experto en su construcción.</p> <p>A pesar de que la construcción bajo el suelo amortigua las temperaturas extremas, la temperatura de fermentación al interior del biodigestor es baja.</p>
Modelo taiwanés (de polietileno o geomembrana)	<p>Considerable menor costo, facilidad de manejo, transporte e instalación, rápida instalación.</p> <p>La reparación puede ser rápida y accesible.</p> <p>Se puede construir con materiales locales.</p> <p>Facilidad para alcanzar mayores temperaturas de digestión (puede ser calefaccionado utilizando energía solar)</p> <p>Limpieza, vaciado y mantenimiento sencillos.</p>	<p>Alta sensibilidad del material (mayor en el polietileno que en la geomembrana), por lo que requiere protección externa para evitar daños ocasionados por animales u otros objetos y los rayos solares. Esto hace que su tiempo de vida sea en promedio de 5, pudiendo dañarse antes.</p> <p>Dependiendo del daño (tamaño de la ruptura del digestor) se puede tener una baja posibilidad de efectuar una reparación eficaz.</p> <p>Ocupa espacio en la superficie porque no está completamente enterrado.</p> <p>Requiere de una cantidad de agua mayor que el modelo chino.</p>

Fuente: Elaboración propia

2.3.2 Biodigestores industriales

Los tipos de digestores existentes a gran escala es enorme, con diferenciaciones en parámetros como el volumen, régimen de alimentación (sistema batch o sistema continuo), intensidad de mezcla (mezcla completa, parcial o nula), número de tanques de proceso y orientación de los mismos (de una o más etapas), sistema de retención de la biomasa, nivel de sólidos totales en el alimento, etc.

Todos los tipos de reactores industriales existentes se pueden dividir según dispongan o no de mecanismos para la retención de biomasa. Aquellos que sí lo hacen son denominados de segunda generación, por la mayor tecnología desarrollada para aumentar el rendimiento del digestor, reduciéndose así los tiempos de retención de varios días a incluso solo unas cuantas horas. Estos sistemas han alcanzado un control independiente del TRH y del TRS a través de la retención de la biomasa. En la tabla 2.3 se presenta esta clasificación general.

Tabla 2.3. Clasificación de los biodigestores industriales

Digestor sin retención interior de biomasa	Digestor con retención de biomasa	
Digestor discontinuo, por lotes o batch	Filtros anaerobios, reactores de película fija o lecho fijo	
Reactores de mezcla completa (RMC) o CSTR	Reactores de lecho fluidizado	
Reactor de flujo pistón o PFR	Reactores de lecho de lodos	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> (UASB) o digestor de manta de lodos anaerobios
Digestor de laguna cubierta		Expanded Granular Sludge Bed Digestion (EGSB) o digestor de lecho de lodos granulares expandidos

Fuente: Elaboración propia

Estos tipos de digestores son aplicados mayormente en países desarrollados para hacer un uso energético del biogás o simplemente para la estabilización de grandes cantidades de desechos (materia orgánica contaminante) como estiércoles de ganado vacuno (de *feedlots*), de cerdos y gallinas, o aguas residuales provenientes de distintas industrias. Esto último se hace cuando las ganancias de energía no son una prioridad, por lo que éstos digestores son consumidores netos de energía (sistemas de bombeo, agitación, calefacción, etc.).

Estos digestores a gran escala pueden ser usados para el procesamiento de estiércol animal, así como una amplia variedad de otros biodesechos como aguas residuales biodegradables y residuos de cosechas. Los biodigestores más usados para el manejo del estiércol producido en unidades productoras de carne y leche a gran escala, son el digestor Continuously Stirred Tank Reactor (CSTR) o continuamente mezclado y los digestores Plug-flow reactor (PFR) o reactor de flujo de pistón, además de reactores de laguna cubierta (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

Comúnmente presentan los siguientes componentes: reactor, cúpula de gas, gasómetro, tuberías y sistema de bombeo para la alimentación y descarga del material orgánico, sistema de calefacción del digestor, sistema de tuberías y medidores de gas, manómetros y reguladores de presión, antorcha para quemar el gas sobrante, entre otros. En los siguientes puntos se describen los digestores sin retención de biomasa, ya que los que sí lo tienen han sido desarrollados para el tratamiento de residuos orgánicos solubles provenientes de las industrias, por lo que no son adecuados para el tratamiento de desechos como el estiércol animal, objetivo de este trabajo. Más información sobre los digestores con retención de biomasa se puede encontrar en el informe del Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE) del Ministerio de industria, turismo y comercio de España (2007). Un análisis económico detallado de plantas de biogás a escala industrial se puede encontrar en el documento “*Methane recovery from animal manures. The current opportunities casebook*” de Lusk (1998).

2.3.2.1 Digestor discontinuo

Es el más simple ya que consiste básicamente en un tanque de proceso (véase figura 2.16.), en el que una vez que se añade la mezcla de residuos se espera el tiempo de retención para que, luego de finalizada la reacción cuando se ha degradado la totalidad de la materia orgánica y ya no se produce biogás, se retira el efluente (se vacía completamente) y se procede a añadir material nuevamente.

De acuerdo con (Flotats, Campos, & Bonmatí, 1997) en este tipo de digestores el concepto de tiempo de retención no tiene sentido, sino que se habla de tiempo de digestión. Se pueden cargar una vez en forma total o por intervalos durante varios días. Para conseguir una producción de biogás cercana a la continuidad deben combinarse varios reactores discontinuos con puestas en marcha intercaladas, de esta manera cuando se acaba la producción de biogás en un reactor se puede conectar a otro.

Este modelo es adecuado cuando existen limitaciones operativas como la falta de personal, o cuando la materia orgánica no existe en forma continua. Su ventaja es que puede procesar gran variedad de sustratos que, aunque tengan tierra u otro inerte mezclado, no entorpecerán la operación del biodigestor, además de no requerir prácticamente ninguna atención diaria. Estos reactores han sido aplicados para la digestión anaeróbica de residuos con una alta concentración de sólidos, como los residuos de ganado vacuno con cama de paja, que dificultarían la adopción de sistemas de bombeo. Sin embargo, su desventaja es que su carga y descarga requiere de un considerable y paciente trabajo (Moncayo Romero, 2013). Además, la ausencia de sistemas de

agitación y mezclado disminuye la completa digestión anaerobia de los sustratos introducidos. En la figura 2.17 se presenta una fotografía de un biodigestor discontinuo cilíndrico horizontal.

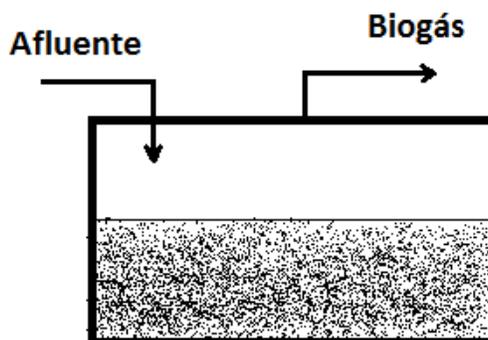


Figura 2.16. Esquema de un digestor discontinuo

Fuente: Elaboración propia



Figura 2.17. Digestor en carga en batch

Fuente: Moncayo Romero, 2013

2.3.2.2 Digestores completamente mezclados

Conocidos como reactores de mezcla completa (RMC) o reactores de tanque continuamente agitado (CSTR por sus siglas en inglés), tienen un dispositivo para la mezcla del contenido del digestor. La mezcla se puede realizar de manera mecánica mediante hélice o palas de eje vertical u horizontal, o neumática mediante la recirculación de biogás a presión (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007). Se construyen en acero u hormigón, y trabajan en rangos de

temperatura mesofílica y termofílica. Los tanques para los digestores se construyen bajo o sobre el nivel del suelo. La losa y las paredes del tanque se construyen de hormigón. La cubierta superior puede ser también de hormigón armado o de una membrana flexible de caucho.

Mediante el uso de agitadores como hélices o palas, de eje vertical u horizontal, se busca mantener una distribución homogénea de la mezcla, lo que permite un adecuado contacto de la población bacteriana con ésta y evita problemas de decantación, que afectarían la capacidad de producción de biogás. En la figura 2.18 se muestra un esquema de un digestor CSTR típico.

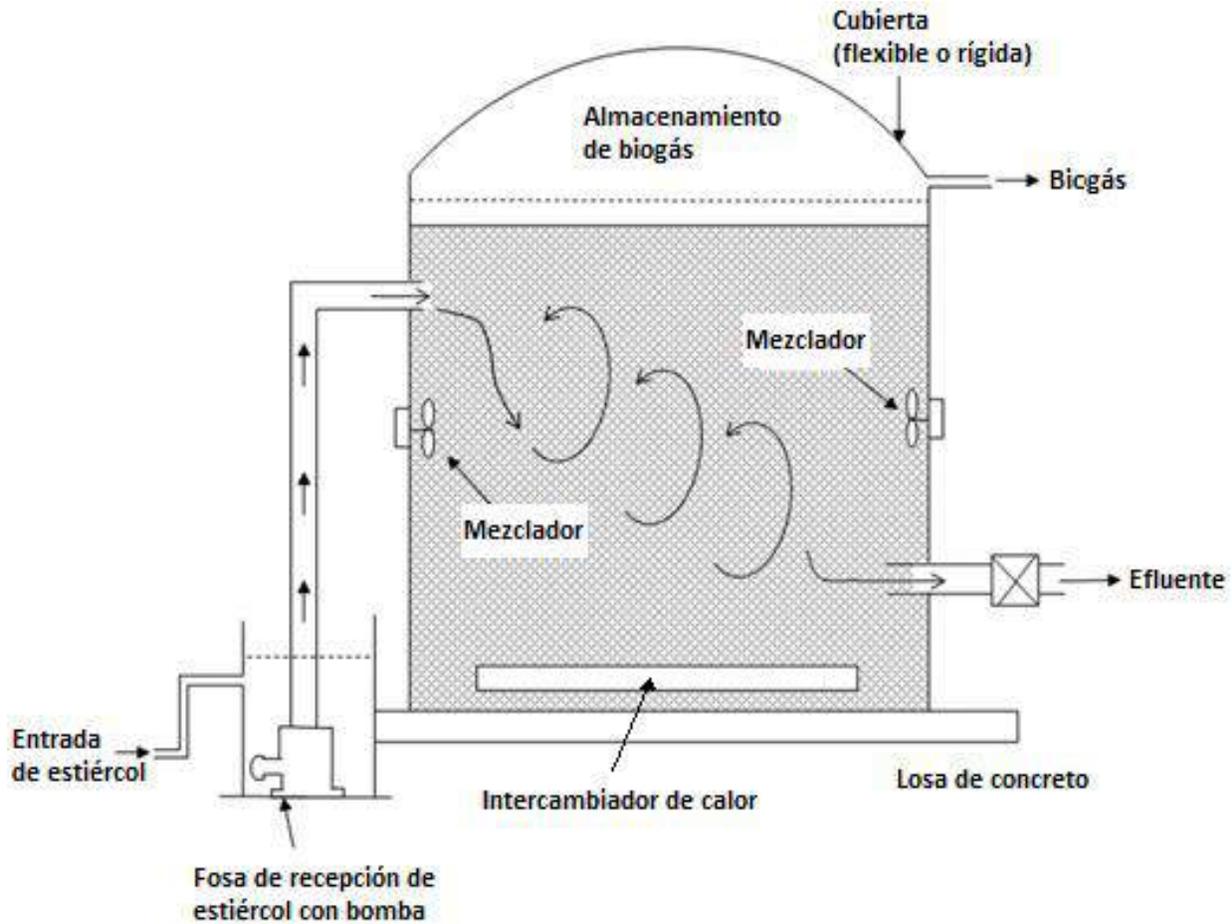


Figura 2.18. Esquema de un digestor CSTR típico

Fuente: Tauseef, S. M., Premalatha, M., Abbasi, T., & Abbasi, S. A., 2013

Estos digestores son operados con contenido en sólidos de 5-14%, con un TRH de 10 a 30 días (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013). Pueden ser alimentados continua o intermitentemente. Son digestores de gran tamaño en los que se emplean equipos comerciales para su alimentación, agitación, vaciado y control; y pueden tener un volumen que va desde unos cientos a unos pocos miles de m^3 , dependiendo del tamaño de la industria. El TRS es idéntico al TRH y el “lavado” microbiano ocurre de manera similar a como ocurre en los

digestores domésticos (de baja velocidad). Pero, debido al intenso mezclado y al control de la temperatura en los CSTRs, la digestión anaeróbica ocurre mucho más rápido en comparación con los primeros (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013).

En la figura 2.19 se muestra un plano acotado de un digestor de hormigón armado sobre tierra, y en la figura 2.20 se muestra una fotografía de este tipo de digestores.

Debido a su mayor tamaño y requerimiento de tecnología más avanzada, tanto para su construcción como operación, éstos se construyen mayormente en Europa. Su principal desventaja es la baja velocidad de carga con la que pueden ser operados, su alto costo y complejidad en su construcción y mantenimiento, sobre todo de su sistema de mezclado; sin embargo, tienen un elevado rendimiento de metano (Moncayo Romero, 2013).

Dentro de los RMC, existen dos tipos: sin y con retención (Agencia Andaluza de la Energía. Consejería de economía, innovación y ciencia. Junta de Andalucía, 2011; Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007). El primero consiste únicamente en el digestor con su sistema de agitación, alimentación y extracción de efluente y de biogás, tal como se describió anteriormente (ver figura 2.21). Debido a que es agitado continuamente, los microorganismos están completamente suspendidos en el reactor, por lo que el tiempo en el que las células permanecen dentro del reactor es igual al TRH. Si el TRH es igual al tiempo de reproducción de los microorganismos en el reactor, una nueva célula es formada para reemplazar cada célula que deja éste, y la población dentro del reactor permanece estable. Si el TRH fuera menor que el tiempo de reproducción, la población bacteriana se reducirá porque sufre un *wash out* o lavado.

En este tipo, el tiempo de retención hidráulica necesario es comparativamente alto debido a que la concentración de la población bacteriana dentro del digestor es la misma que se expulsa en el efluente.; y como la velocidad de reacción de un proceso biológico como la digestión anaerobia depende de la concentración, esta velocidad será baja.

DIGESTOR SOBRE TIERRA

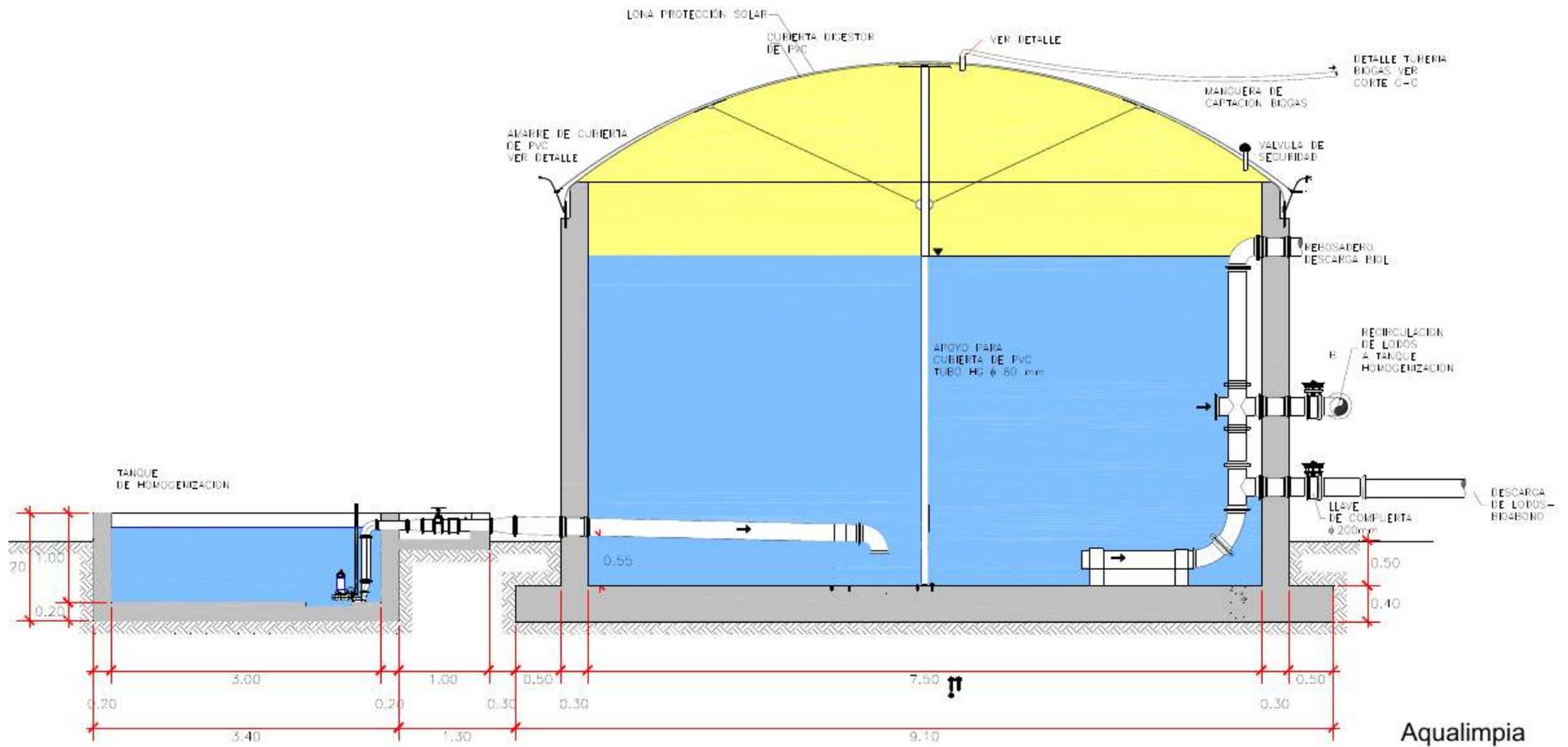


Figura 2.19. Propuesta de diseño para digester CSTR en hormigón armado sobre tierra

Fuente: Moncayo Romero (2013)



Figura 2.20. Biodigestor de hormigón armado forrado de material aislante

Fuente: Moncayo Romero (2013)

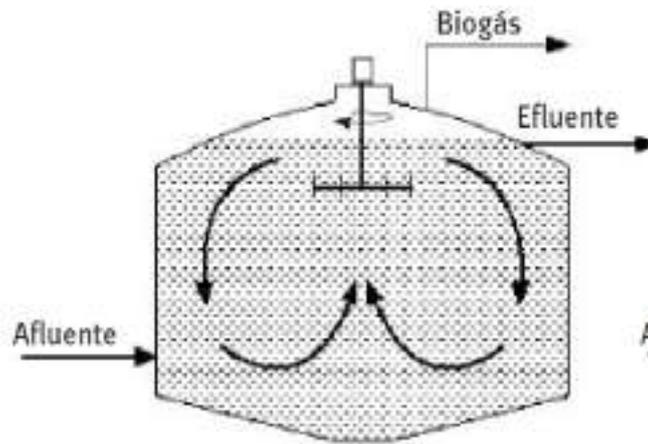


Figura 2.21. Reactor de mezcla completa sin recirculación

Fuente: Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007

Una forma de compensar la pérdida de parte de la población bacteriana y la disminución en la velocidad de reacción (manifestada en la producción más lenta de biogás) es aumentando el tiempo de reacción, mediante un RMC con recirculación o reactor anaerobio de contacto. En estos digestores, para aumentar el tiempo de retención de los microorganismos, éstos son confinados mediante su separación en un decantador para luego ser recirculados. Para que sea posible una adecuada decantación, se debe disponer antes un desgasificador (ver figura 2.22). Tiene la ventaja de que se evita la necesidad de reinoculación en el tanque, reduciéndose el tiempo de retención del reactor; por lo que la producción de fangos o digestatos sin degradar completamente es menor, optimizándose así el aprovechamiento del biogás.

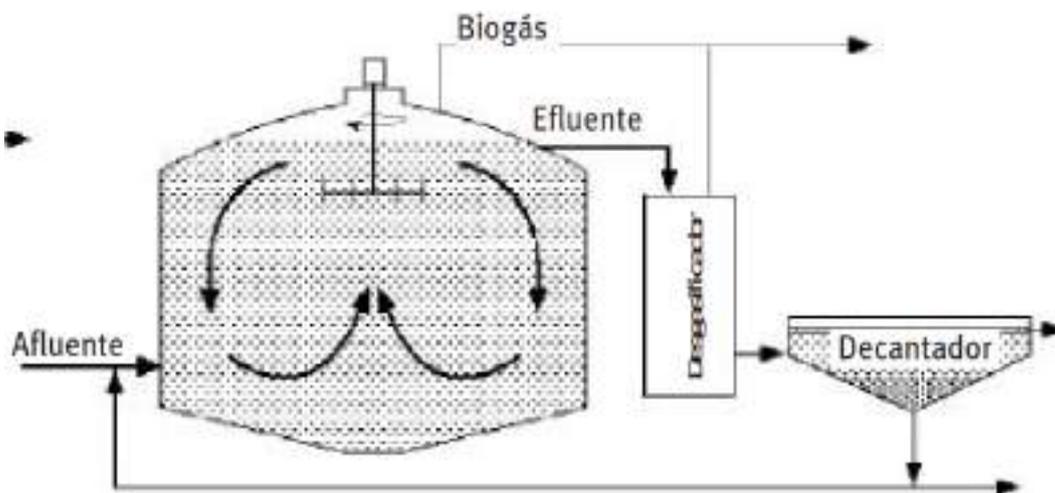


Figura 2.22. Reactor de mezcla completa con recirculación o de contacto anaerobio

Fuente: Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007

Sin embargo, debido a la necesaria separación de microorganismos en el sistema de desgasificación, este tipo de digestores con recirculación sólo es aplicable a aguas residuales con alta carga orgánica, como las provenientes de azucareras, cerveceras, etc. (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007).

2.3.2.3 Digestor de flujo pistón

Este tipo de reactor es el más sencillo de todas las tecnologías de digestión anaerobias, por lo que su coste de construcción y operación es notablemente menor. Tienen una geometría alargada donde la mezcla circula en “flujo pistón o tapón” (véase figura 2.23).

Básicamente consiste en un túnel largo o cámara rectangular en mampostería u hormigón armado donde la mezcla fluye de un extremo al otro, con una cubierta estanca al aire. A veces este digestor tiene forma de U, con la entrada y la salida en el mismo extremo.

La cubierta superior puede ser fija, construida mediante una bóveda de ladrillos, o mediante una losa en hormigón armado. También se puede colocar una cubierta flexible, utilizando alguna geomembrana (por ejemplo polietileno de alta densidad PEAD), lo suficientemente durable y que no presente fugas (eg-ingeniería) (ver figura 2.24)

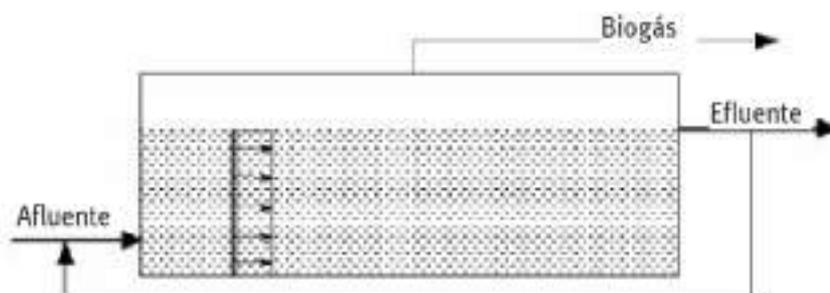


Figura 2.23. Esquema de digestor de flujo pistón

Fuente: Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007

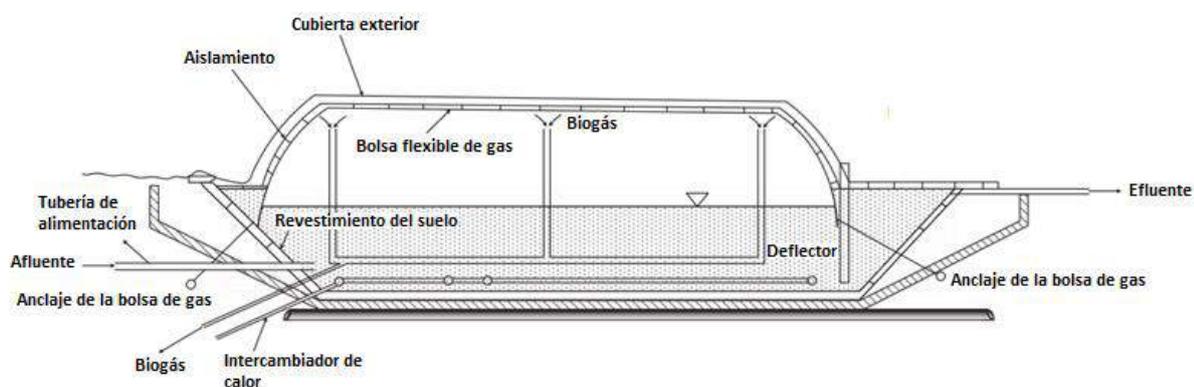


Figura 2.24. Esquema de un digestor de flujo pistón con cubierta flexible

Fuente: Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013

La materia a digerir entra por un lado del reactor y sale por el otro después de transcurrido el tiempo de retención, completándose el proceso a medida que se avanza por el sistema, con el consiguiente arrastre de bacterias, lo que repercute en una menor eficiencia respecto a digestores con retención de biomasa. Existen en disposición vertical u horizontal, siendo esta última la más utilizada.

La configuración horizontal se recomienda cuando se necesitan volúmenes mayores a los 15 m³ aproximadamente, debido a que la excavación de un pozo en forma vertical puede resultar problemática debido a la demasiada humedad a causa del nivel de las napas freáticas (eg-ingeniería). Sin embargo, en las configuraciones horizontales, existen dificultades debido a la falta de homogenización en la sección transversal a la dirección del flujo, lo que se podría evitar mediante un sistema de agitación transversal haciendo uso, por ejemplo, de una reintroducción de biogás a presión en la base del digestor. (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007). La agitación también se puede realizar en forma mecánica, colocando varios agitadores distribuidos adecuadamente a lo largo de toda la longitud del biodigestor (eg-ingeniería).

La tasa de crecimiento de microorganismos y la concentración del sustrato es más elevada a la entrada del reactor. Si el funcionamiento del flujo pistón fuese perfecto no se produciría biogás, debido al desplazamiento de las bacterias anaerobias fuera del digestor; lo que no sucede debido al diferente comportamiento de los componentes de la sustancia a digerir: la parte líquida se mezcla rápidamente, mientras que los sólidos se desplazan de forma secuencial (Avendaño Allen-Perkins, 2010).

Este tipo de digestor ha sido usado con diferentes tipos de residuos orgánicos, como la fracción orgánica de residuos municipales (configuración vertical y flujo ascendente), los producidos en explotaciones agropecuarias como criaderos de cerdos, establecimientos con gallinas ponedoras en jaulas, o también para pequeñas comunas con residuos orgánicos domiciliarios (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España., 2007; eg-ingeniería). De acuerdo con (Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013) este tipo de digestor es muy adecuado para la digestión de estiércol con contenido en sólidos entre 10-14%, tal como el estiércol de vacuno recogido por raspado en establecimientos con vacas lecheras (véase figura 2.25).



Figura 2.25. Instalaciones con vacas lecheras para recoger estiércol por raspado

Fuente: Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013

El digester puede ser calentado para mantener un entorno mesofílico o termofílico, a menudo utilizando el calor recuperado desde el quemador de biogás. La cubierta impermeable, generalmente flexible, atrapa el biogás producido a medida que la mezcla es digerida. Para una digestión óptima de estiércol, se necesitan 15-30 días para que el “pistón” pase completamente a través del digester, en otras palabras el TRS es de 15-30 días.

2.3.2.4 Digestor de laguna cubierta

El esquema general de una planta de biogás con un digester de laguna cubierta se muestra en la figura 2.26. Tal como su nombre lo indica, consiste en una excavación en el suelo en forma de laguna, la cual se protege con una membrana, generalmente de PVC (ver figura 2.27). Después del llenado completo de la laguna con la mezcla (agua y estiércol), se procede a cubrirla con dicha membrana. Esta cubierta permite la captura de biogás que se produce durante la descomposición de la materia orgánica, por lo general estiércol de porcinos o vacunos.

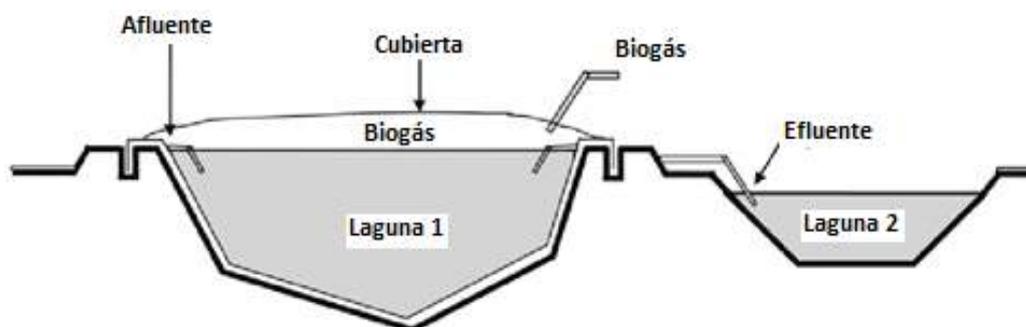


Figura 2.26. Esquema de un digestor de laguna cubierta

Fuente: Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi, 2013



Figura 2.27. Laguna de hormigón cubierta con membrana

Fuente: Moncayo Romero, 2013

Para la cubierta (donde se almacena el biogás) se deben utilizar membranas de material elongable y resistente a los rayos UV. (Moncayo Romero, 2013) recomienda utilizar membranas de caucho EPDM (etileno, propileno, dieno, monómer), como las AQFlex fabricadas por el Grupo AquaLimpia (véase figura 2.28), y no utilizar membranas de PVC o de HDPE porque su tiempo de vida es de pocos años. Esto debido a que el PVC no es resistente a los rayos UV y es permeable al biogás, y las membranas de HDPE, además de no resistir los rayos UV, no son flexibles y cuando se estiran se alargan y no regresan a su estado normal, por lo que se debilitan y rajan. Estos dos materiales deben usarse solo en el fondo de los digestores.



Figura 2.28. Planta de biogás de laguna cubierta en Venezuela

Fuente: Moncayo Romero, 2013

Estos digestores también pueden llevar sistemas de agitación de la mezcla, los cuales se ubican transversalmente y por debajo del nivel de la mezcla, tal como se muestra en la figura 2.29.



Figura 2.29. Laguna de biodigestor terminada (con cubierta, tuberías de alimentación y descarga, y agitadores)

Fuente: Moncayo Romero, 2013

De acuerdo con Tauseef, Premalatha, Abbasi, & Abbasi (2013), los digestores de lagunas cubiertas trabajan mejor con estiércol líquido con sólidos totales menores al 2%. Ellos también afirman que, debido a que la tasa de producción de metano en estos digestores depende de la temperatura ambiente, éstos no son productores eficientes de biogás en climas fríos. Sin embargo, son menos costosos que otros tipos de digestores y son efectivos reduciendo olores, aún en climas fríos. La exigencia de una gran superficie de tierra y pobres procesos de control son los principales inconvenientes de estos digestores.

2.4 Ventajas del uso del biogás y del digestato producido en los biodigestores

Las ventajas de la utilización de la tecnología de la digestión anaeróbica y que justifican su rápida extensión en los últimos años, tienen que ver con que un biodigestor se puede ver como un sistema de doble propósito: junto con la valorización energética de residuos orgánicos contaminantes y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, mediante la producción de un combustible renovable como el biogás, estos residuos a su vez son estabilizados y mejorados para su posible utilización como fertilizante orgánico.

Además, la digestión anaeróbica puede ser aplicada a una gran variedad de materias primas entre las que están: estiércol animal, residuos de cultivos, residuos de industrias alimentarias, fracción orgánica de residuos municipales, residuos orgánicos de hogares, etc. Los beneficios ambientales y socioeconómicos que se pueden obtener de la aplicación de dicha tecnología dependen del tipo de materia prima utilizada, y del tratamiento y uso que se le dé tanto al biogás como al digestato.

2.4.1 Fuente de energía renovable y reducción de la dependencia de combustibles fósiles

El suministro mundial de energía es altamente dependiente de las fuentes fósiles (petróleo crudo, gas natural, carbón, etc.), las cuales se han formado durante millones de años a partir de la descomposición de plantas y animales muertos, por lo que no son renovables y sus reservas se están agotando. Además, estas reservas se encuentran en ciertas áreas geográficas de nuestro planeta.

El biogás formado de la digestión anaeróbica es una fuente renovable debido a que se produce a partir de la biomasa. Este biocombustible puede ser mejorado y así producir el denominado biometano, el cual constituye un reemplazo del gas natural.

2.4.2 Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y mitigación del calentamiento global

La digestión anaeróbica permite el reciclaje y la revalorización energética de residuos orgánicos, evitando los problemas ambientales asociados con éstos. La utilización de biogás permite la reducción de emisión de gases de efecto invernadero: por un lado

permite reducir las emisiones incontroladas de gases como metano⁹ y óxido nitroso (N₂O), y por otro la reducción de CO₂ por sustitución de combustibles fósiles.

A escala mundial, gran cantidad de metano se emite diariamente a la atmósfera en lugar de ser recuperado y usado como combustible. De acuerdo a la Iniciativa Global de Metano (2011) las cinco principales fuentes de emisión incontrolada de metano son: la agricultura, las minas de carbón, los vertederos de desechos sólidos municipales, las aguas de desechos municipales y los sistemas de producción y transporte de carbón, petróleo y gas natural.

La producción de biogás en biodigestores reduce la emisión de metano y óxido nitroso (el cual tiene un potencial de calentamiento global 296 más alto que el CO₂) proveniente del almacenamiento y utilización del estiércol animal (sin tratar) directamente como un fertilizante (Al Seadi, y otros, 2008). De acuerdo con (Steinfeld, Gerber, Wassenaar, Castel, Rosales, & Haan, 2009) China es a nivel mundial el país con la mayor emisión nacional de metano procedente del estiércol animal, principalmente de la producción porcina (ver tabla 2.4). En esta tabla, se puede notar que las emisiones del manejo del estiércol porcino representan casi la mitad de las emisiones de estiércol de todo el sector pecuario. Por lo tanto, la recuperación del metano en biodigestores “ofrece una oportunidad única de mitigar el cambio climático y simultáneamente aumentar el suministro de energía disponible” (Iniciativa Global de Metano, 2011).

Tabla 2.4. Emisiones globales de metano procedentes del manejo del estiércol (2004)

Región/país	Emisiones (millones de toneladas de CH ₄ por año y fuente)						Total
	Ganado de leche	Otro ganado	Búfalos	Ovejas y cabras	Cerdos	Aves de corral	
África subsahariana	0,10	0,32	0,00	0,08	0,03	0,04	0,57
Asia*	0,31	0,08	0,09	0,03	0,50	0,13	1,14
India	0,20	0,34	0,19	0,04	0,17	0,01	0,95
China	0,08	0,11	0,05	0,05	3,43	0,14	3,84
América Central y América del Sur	0,10	0,36	0,00	0,02	0,74	0,19	1,41
Asia occidental y África del Norte	0,06	0,09	0,01	0,05	0,00	0,11	0,32
América del Norte	0,52	1,05	0,00	0,00	1,65	0,16	3,39
Europa occidental	1,16	1,29	0,00	0,02	1,52	0,09	4,08
Oceanía y Japón	0,08	0,11	0,00	0,03	0,10	0,03	0,35
Europa oriental y CEI	0,46	0,65	0,00	0,01	0,19	0,06	1,38
Otros países desarrollados	0,01	0,03	0,00	0,01	0,04	0,02	0,11
Total	3,08	4,41	0,34	0,34	8,38	0,97	17,52
Sistemas de producción pecuaria							
Pastoreo	0,15	0,50	0,00	0,12	0,00	0,00	0,77
Misto	2,93	3,89	0,34	0,23	4,58	0,31	12,27
Industrial	0,00	0,02	0,00	0,00	3,80	0,67	4,48

* No incluye China y la India

Fuente: ver Anexo 3.3. Cálculos de los autores.

Fuente: Steinfeld, Gerber, Wassenaar, Castel, Rosales, & Haan, 2009, pág. 108

⁹ El metano, segundo gas de efecto invernadero más importante después del dióxido de carbono, aunque permanece menos tiempo en la atmósfera (aproximadamente 12 años) que el CO₂, su potencial de calentamiento global o de atrapar el calor en la atmósfera es 21 veces mayor que el CO₂ (Iniciativa Global de Metano, 2011)

Con respecto a la reducción de las emisiones de CO_2 por sustitución de combustibles fósiles, la combustión de biogás también genera CO_2 ; sin embargo, el carbón en el biogás ha sido recientemente tomado de la atmósfera por la actividad fotosintética de las plantas, por lo que el ciclo del carbono del biogás es cerrado en un tiempo muy corto (entre uno y varios años) (Al Seadi, y otros, 2008), tal como se puede apreciar en la figura 2.30 para el caso de la utilización de desechos animales. Esto quiere decir que sus emisiones de CO_2 son neutras debido a que se trata de un combustible que proviene de la biomasa. Otro de los beneficios ambientales tiene que ver con el uso del biol, en reemplazo de los fertilizantes sintéticos.

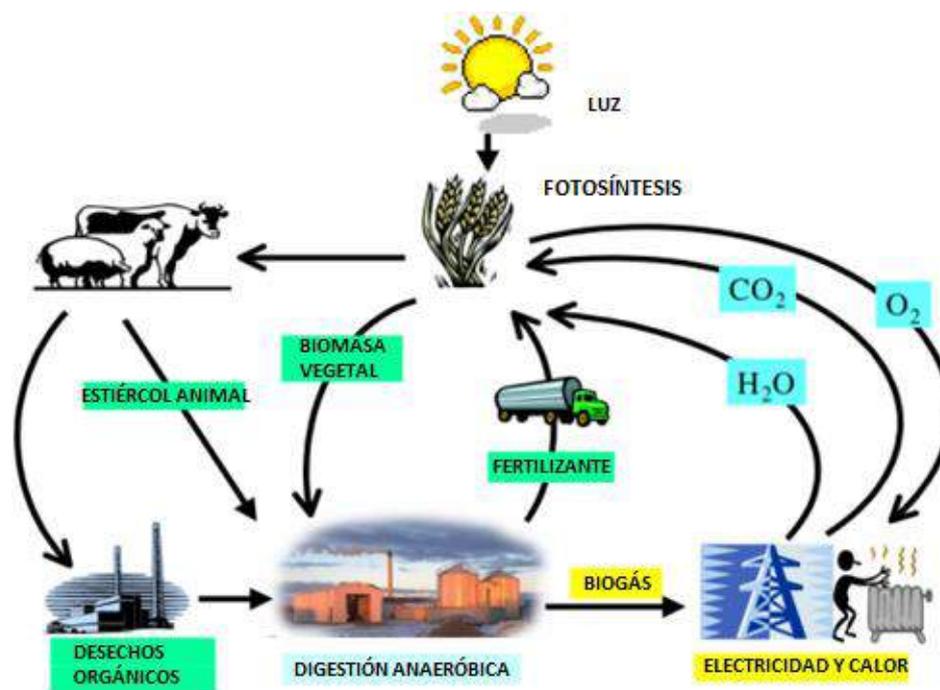


Figura 2.30. El ciclo sustentable del biogás de la digestión anaeróbica

Fuente: Al Seadi, y otros, 2008

Un análisis más detallado de los beneficios ambientales de una planta de biogás lo constituye un análisis de ciclo de vida (ACV) o “de la cuna a la tumba”. Éste es una herramienta que permite cuantificar el impacto ambiental de tales plantas, teniendo en cuenta desde la fuente y el transporte de materiales y materias primas utilizadas durante su construcción y operación, hasta los procesos de producción y utilización del biogás, así como las técnicas de manejo del digestato. Así por ejemplo, las emisiones de CO_2 para el suministro de materia prima es más alto para desechos sólidos municipales (DSM) comparados con otro tipo de residuo como el estiércol de ganado, debido a los mayores requerimientos de energía para el pre-tratamiento (antes de la alimentación al digestor) de los DSM. Otro ejemplo, son las emisiones de gases al ambiente que resultan del uso del biogás en plantas de generación combinada de calor y electricidad (CHP por sus siglas en inglés): en términos generales se afirma que las plantas más grandes emiten menos gases nocivos por unidad de volumen de biogás utilizado que las plantas más pequeñas.

De acuerdo con un estudio de Bacenetti, Negri, Fiala, & Gonzáles-García (2013), la producción de electricidad a partir de biogás, independientemente de la materia prima

utilizada, tiene un gran potencial tanto para ahorro de energía como para las reducciones de gases de efecto invernadero. Ellos, haciendo uso de un ACV a tres plantas de biogás en Italia, concluyen que en comparación con los sistemas fósiles la producción de electricidad usando biogás puede evitar la emisión de gases de efecto invernadero desde 0.188 a 1.193 kg de CO_{2eq} por kWh eléctrico, con una reducción considerable de hasta 10.08 MJ de combustible fósil por kWh eléctrico.

2.4.3 Generación de energía descentralizada

Cuando se cuenta con la disponibilidad de determinados residuos orgánicos y la cantidad de agua suficiente, se puede construir un digestor para producir biogás en el punto mismo de consumo; ahorrándose la necesidad de infraestructura y medios para su transporte, lo que otorga autonomía y autosuficiencia energética, incluso en los lugares más alejados.

2.4.4 Flexibilidad en el uso final del biogás

El biogás puede ser utilizado en diferentes aplicaciones. La más simple es su combustión directa para calefacción, para cocinar o para iluminación en lámparas de biogás. En los países desarrollados se aplica la tecnología de la digestión anaeróbica para la generación combinada de calor y electricidad, o el biogás es mejorado (biometano) para ser inyectado en la red de gas natural, ser usado como combustible vehicular o en celdas de combustible.

2.4.5 Flexibilidad de usar distintas materias primas y reducción de desechos

Como se mencionó anteriormente, prácticamente cualquier residuo orgánico puede utilizarse como materia prima. Al Seadi, y otros (2008) afirman que una de las principales ventajas de la producción de biogás es la posibilidad de usar diferentes tipos de “biomasa húmeda” como materia prima en un digestor, todos caracterizados por un contenido en humedad mayor que el 60%. En años recientes el uso de cultivos energéticos (cereales, maíz, etc.) por sí solos o en co-digestión con otros residuos como estiércol animal, están siendo utilizados ampliamente en plantas de biogás de países como Austria y Alemania. En la figura 2.31 se muestran los diferentes sustratos utilizados en Alemania, donde se aprecia que el estiércol animal y los cultivos energéticos son los que predominan, siendo el maíz el más común dentro de estos últimos, con casi el 80%. Además de los cultivos energéticos, se pueden utilizar para producir biogás y fertilizante todo tipo de residuos agrícolas, cultivos dañados no aptos para su consumo resultado de condiciones desfavorables de cultivo y/o climáticas, y subproductos animales no adecuados para el consumo humano (Al Seadi, y otros, 2008).

Otra de las principales ventajas de la producción de biogás es la reducción y estabilización de desechos. En general, existen dos tipos de tratamientos aplicados a los residuos orgánicos mediante procesos biológicos: procesos aerobios y procesos anaerobios. Mientras los primeros exigen el aporte de energía para la aireación, los procesos anaerobios la generan en forma de biogás. Cuando los residuos orgánicos se someten a una degradación aeróbica (la cual precisa de la presencia de oxígeno ya sea en el ambiente o disuelto en agua para que los microorganismos actúen), se generan compuestos de bajo

poder energético como el CO_2 y H_2O , por lo que gran parte de la energía se pierde y libera a la atmósfera (ver figura 2.32). De acuerdo con (Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF), 2011) se estima que la pérdida de energía en un proceso aerobio es aproximadamente 20 veces superior al de uno anaerobio.

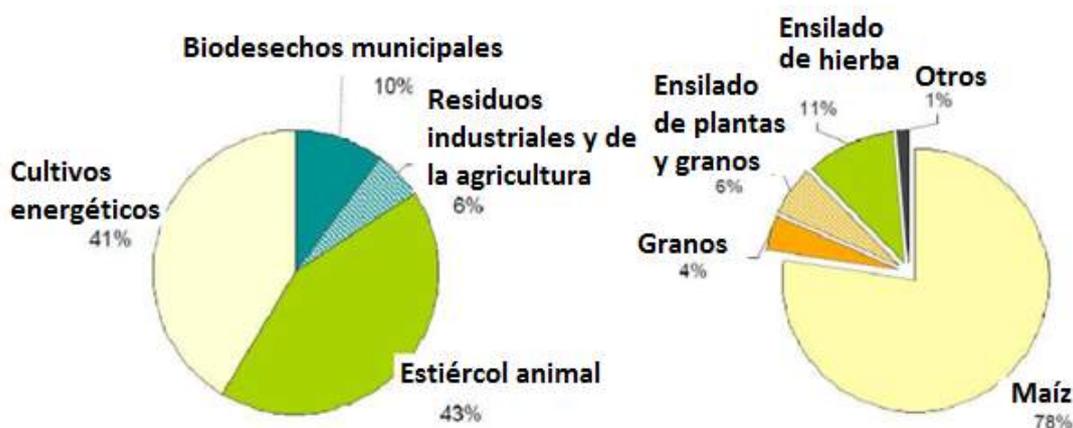


Figura 2.31. Uso de sustratos en plantas de biogás en Alemania (2008)

Fuente: Graaf & Fendler, 2010

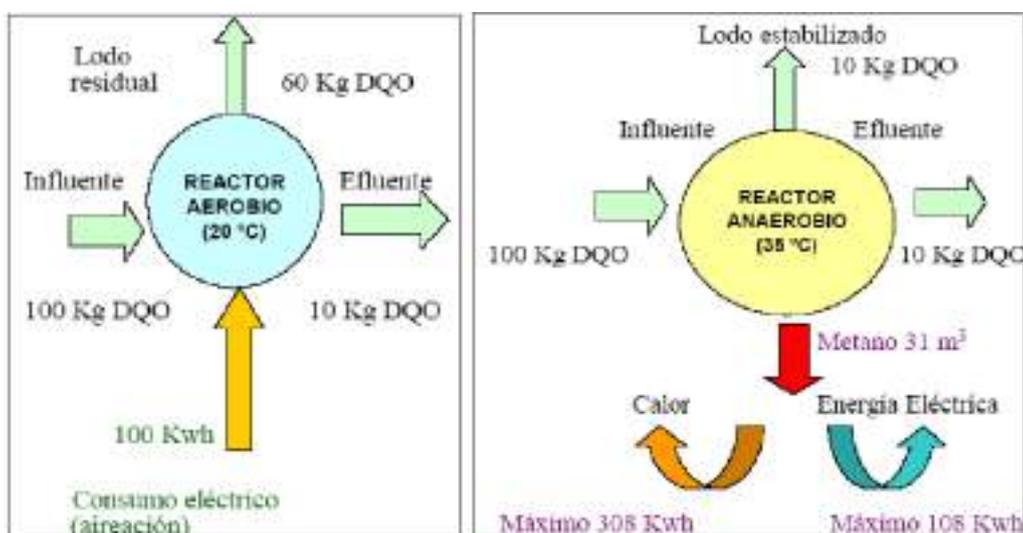


Figura 2.32. Balance comparativo entre los procesos aerobios y anaerobios

Fuente: Agencia Andaluza de la Energía. Consejería de economía, innovación y ciencia. Junta de Andalucía, 2011

En la tabla 2.5 se presenta un resumen de la comparación de diversas características entre la digestión anaeróbica y aeróbica para el tratamiento de desechos orgánicos.

Tabla 2.5. Características básicas de los tratamientos anaeróbicos y aeróbicos

Factor	Tratamiento aerobio	Tratamiento anaerobio
Proceso de fermentación	Degradación de la materia orgánica a CO ₂ , H ₂ O, nitratos, sulfatos, fosfatos y biomasa, en presencia de oxígeno molecular.	Degradación paso a paso de la materia orgánica a CO ₂ , NH ₄ , CH ₄ , H ₂ S y biomasa, sin la presencia de oxígeno molecular.
Calidad del sólido digerido	Menor estabilización por un proceso menor de digestión.	Mayor estabilización debido a una mayor digestión de la materia orgánica.
Crecimiento de microorganismos	Crecimiento muy rápido, poco tiempo de generación, gran producción de biomasa (fango).	Crecimiento lento (metanogénicos), elevado tiempo de generación, poca producción de biomasa (fango).
Necesidad de nutrientes	Mayor.	Menor.
Condiciones ambientales de los microorganismos	Mucha diversidad de especies, amplio espectro de degradación, baja sensibilidad	Mayor número de grupos de organismos, con condiciones ambientales contrarias, más sensibles a cambios ambientales.
Operatividad	Mayor estabilidad biológica que el proceso anaerobio, lo que conlleva un menor control del proceso.	Biología más conflictiva que el proceso aerobio. Necesidad de control del proceso por tratarse de un sistema estanco.
Demanda energética	O ₂ necesario como receptor de hidrógeno, mayor demanda energética para aireación.	No precisa O ₂ como aceptador de hidrógeno, menor demanda energética al no haber aireación.
Ganancias energéticas	Capacidad de auto-calefacción por reacción exotérmica, productos finales sin aplicación energética.	Nada o muy poca capacidad de auto-calefacción, productos finales con recuperación energética (metano).
Productos obtenidos	Fertilizante orgánico sólido o compost.	Fertilizante orgánico y biogás como combustible.
Necesidad de calefacción	Al tratarse de una reacción exotérmica, no precisa de calefacción y puede llevarse a cabo en rangos amplios de temperatura.	Precisa de calefacción en climas con mínimas anuales inferiores a los 15 °C.
Problemas de olores	Los compuestos no generan problemas de malos olores.	Problemas de malos olores debidos a la producción de H ₂ S y mercaptanos ¹⁰ .

Fuente: Avendaño Allen-Perkins, 2010, pág. 44

¹⁰ Los mercaptanos son compuestos sulfurados que se usan como aromatizante del gas natural (metano) de uso hogareño. Se le agrega al gas natural porque éste es incoloro e inodoro, por lo que si no hiciera (aunque sólo se necesitan unas cuantas ppm de mercaptano) sería muy difícil detectar fugas de gas natural sin el uso de equipos costosos.

2.4.6 Bajos requerimientos de agua

Cuando se compara con otros biocombustibles, el biogás tiene algunas ventajas. Una de ellas es que el proceso de digestión anaeróbica necesita la menor cantidad de agua, lo que representa una importante ventaja considerando la futura escasez de agua en muchas regiones del mundo (Al Seadi, y otros, 2008). Esta ventaja puede ser ampliada cuando se aplica la denominada digestión anaeróbica seca, la cual se describió en el capítulo anterior, en el punto 1.2.5.3.

2.4.7 Ventajas de la utilización de digestores de bajo costo en zonas rurales

La aplicación de la digestión anaeróbica tiene un gran potencial en zonas rurales. Aparte de las ventajas mencionadas anteriormente, esta tecnología contribuye al desarrollo sostenible de estas zonas alejadas, porque la utilización de biodigestores permite acceder a las poblaciones de escasos recursos (agricultores y ganaderos) a energía y fertilizantes de bajo costo, generados principalmente a partir de desechos contaminantes como el estiércol animal, a la vez que contribuyen a mitigar la contaminación del aire y del agua, mejorando su salud.

La efectividad de la utilización de digestores domésticos (como el taiwanés, chino o hindú) se debe a que es una tecnología sencilla (facilidad de construcción y manejo) y con bajos costos de inversión, que permite obtener dos preciados productos resultantes: biogás y abono orgánico para los cultivos. De esta manera, las comunidades rurales pueden mejorar su calidad de vida mediante la implementación de soluciones locales a problemas ambientales globales (López Amador & Sola Pages, 2008).

En los siguientes puntos se describen las ventajas de la utilización de digestores de bajo costo en tres áreas: ambiental, social y económica. Se asume una familia rural típica dedicada a la crianza de ganado y otros animales estabulados o semi-estabulados, que permita recoger sus excretas de forma relativamente fácil y sin requerir demasiado tiempo, y que utilice como principal fuente de energía la leña.

2.4.7.1 Ventajas medioambientales

Las ventajas ambientales con el uso de digestores están relacionados con las emisiones de gases nocivos que se evitan, la preservación de la biodiversidad (se evita la contaminación de fuentes de agua por el mal manejo de las excretas animales y los daños producidos por la deforestación) y el mejoramiento del suelo por la incorporación de fertilizante orgánico.

- **Menor contaminación del aire:** La digestión controlada de estiércoles animales para utilizar el biogás en reemplazo de la leña para la cocción de alimentos, calefacción e iluminación, permite que el estiércol que antes quedaba sin tratar o se utilizaba directamente como abono, deje de emitir libremente a la atmósfera metano, patógenos y malos olores. Esta menor producción de desechos contaminantes permite la disminución en la proliferación de insectos.

- **Menor contaminación del agua:** Muchas establos o pequeñas porquerizas se ubican en las cercanías de fuentes de agua como ríos y quebradas. Al recolectar el estiércol animal para alimentar un digestor, se evita la proliferación de enfermedades de transmisión hídrica por excretas animales sin tratar. Además, cuando la materia orgánica entra en contacto con el agua disminuye el oxígeno disponible para los organismos que lo necesitan para vivir como los peces.

Otra ventaja ambiental relacionada con el agua, es que al no cocinarse con leña los trastos de cocina no quedan tiznados, por lo que se necesita menos agua y productos químicos para limpiarlos.

- **Menor deforestación:** el uso del biogás para cocinar resulta bastante provechoso cuando en el hogar se utiliza leña en gran cantidad para la cocción de alimentos. El reemplazo de la leña en este caso evitaría la degradación de los bosques, especialmente cuando ésta es cada vez más escasa. La deforestación es responsable de un 18% de las emisiones de CO₂ del mundo (López Amador & Sola Pages, 2008). Además, si se talan menos árboles se contribuye a frenar la erosión de los suelos ya que éstos mejoran la cobertura del suelo evitando la escorrentía del agua.

2.4.7.2 Ventajas sociales

Las ventajas sociales que se pueden lograr en el ámbito rural por la utilización de digestores son las más importantes. De acuerdo con (López Amador & Sola Pages, 2008) las comunidades estarán en la “capacidad de generar medios de vida sostenibles, adquirir una mayor comprensión de los problemas ambientales, participar en la planificación y toma de decisiones con respecto al manejo sostenible de los recursos naturales y en el flujo de intercambio de información y experiencias”. Además, estas comunidades valoraran los remanentes de sus actividades pecuarias como desechos útiles, los cuales al ser aprovechados permiten generar concienciación sobre la importancia y el deber que tienen de preservar el medio ambiente.

Los agricultores reciben también una nueva e importante función social como proveedores de energía y operadores de tratamiento de residuos (Al Seadi, y otros, 2008).

- **Beneficios a la salud por reemplazo de la leña:** El uso del biogás en la cocina en lugar de la leña permite mejorar la salud de los pobladores debido a la casi nula emisión de gases nocivos y partículas de este combustible. El biogás al ser quemado produce una llama limpia y azul con una alta concentración de calor lo que facilita la cocción (López Amador & Sola Pages, 2008). Se evitarían problemas respiratorios como el asma, tos, bronquitis o el cáncer.
- **Beneficios a la salud por reemplazo de fertilizantes químicos:** También se puede describir una mejora en la nutrición de los pobladores por el uso de fertilizantes de procedencia orgánica; aunque sea un beneficio difícil de cuantificar. De acuerdo con (Al Seadi, y otros, 2008) el digestato es un valioso fertilizante del suelo, rico en nitrógeno, fósforo, potasio y micronutrientes. Estos autores afirman que, en comparación con el estiércol crudo, el digestato ha mejorado su calidad como fertilizante debido a su mayor homogeneidad y

disponibilidad de nutrientes, una mejor relación C/N y una significativa reducción de olores.

- **Control de patógenos (seguridad veterinaria):** En comparación con la aplicación del estiércol sin tratar como fertilizante, la digestión anaeróbica mejora la seguridad veterinaria. Dependiendo de los requerimientos de tratamiento del tipo de materia prima, esto se puede lograr mediante un proceso de saneamiento controlado, tal como se describió cuando se mencionaron las ventajas del rango termofílico de temperatura en el capítulo anterior, en el punto 1.2.5.6.
- **Beneficios a la salud por el menor vertido de estiércol animal a las fuentes fluviales:** Mejora la calidad de vida de los pobladores que utilizan las aguas de las cuencas hidrográficas. Además, dado que las fuentes de las que se obtiene el agua potable, son los ríos y quebradas que nacen en las zonas rurales, esta contaminación de las fuentes fluviales también eleva los costos para el tratamiento y abastecimiento de agua apta para consumo humano.
- **Menor proliferación de insectos:** Con el tratamiento de estiércoles animales en digestores se reduce la posibilidad de propagación de enfermedades, principalmente aquellas transferidas por insectos, moscas y zancudos, los cuales generalmente abundan en las actividades pecuarias y que posteriormente recorren la casa. Con esto se busca inactivar los patógenos, semillas de malas hierbas y otros peligros, y así evitar la transmisión de enfermedades a través de la aplicación del digestato.

2.4.7.3 Ventajas económicas

Los beneficios económicos de la utilización de digestores están asociados con el reemplazo parcial o total del combustible utilizado para cocinar (leña, bosta o GLP) y de los fertilizantes químicos que pueden hacer los pequeños agricultores rurales.

- **Ahorro en la energía para cocinar:** Cuando el biogás reemplaza al cilindro de gas propano o kerosene, el ahorro mensual para una familia rural puede ser muy importante. Cuando se usa leña en las zonas rurales, aunque ésta casi siempre no tiene costo alguno, el producir el biogás cerca del hogar puede significar un ahorro considerable del tiempo que antes se dedicaba a la recolección de la leña. Por tanto las familias, especialmente las mujeres del hogar, disponen de más tiempo para dedicarse a otras ocupaciones ya sea para cubrir otras necesidades o para la realización de otras actividades productivas.

Si los costos de construcción y mantenimiento del digestor son asumidos total o parcialmente por las familias (pueden ser subsidiados por el estado u otra organización), el tiempo en que se recupera la inversión dependerá del ahorro diario obtenido (mucho mayor en el caso del cilindro de gas propano) descontado de los costos del digestor (construcción y mantenimiento).

- **Ahorro en abonos químicos:** Luego del proceso de digestión, tal como se mencionó antes, el estiércol contará con mayores concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio y otros nutrientes originalmente contenidos en el estiércol sin

tratar. Esto lo convierte en un valioso abono orgánico esencial para las plantas, prácticamente libre de olores, patógenos y de fácil aplicación (López Amador & Sola Pages, 2008). Durante el proceso anaeróbico, el nitrógeno orgánico es transformado a nitrógeno mineral (amoniaco), por lo que puede ser fácilmente aprovechado por las plantas. Esto además de incrementar la producción, permite un ahorro en la compra de fertilizantes químicos convencionales.

Para el caso de nuestro país, de acuerdo con (SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a), 2012), la implementación de un Programa Nacional de Biodigestores en Perú es viable, con un potencial técnico de 330 000 biodigestores a nivel nacional si se considera todo el estiércol que se puede recolectar de diversos animales. En este informe se pueden destacar las siguientes conclusiones:

1. Existe en el Perú un potencial ganadero indudable, con una estimación de más de 10 millones de cabezas entre ganado vacuno y camélidos; además de un potencial creciente de ganado porcino y de aves de corral.
2. El biodigestor (modelo chino, CAMARTEC o tipo taiwanés de geomembrana) es una inversión rentable para los pequeños productores ganaderos solo si se contempla el beneficio no solo en biogás sino también en el biol, como fertilizante orgánico para aumentar la productividad de los cultivos.
3. Debido a que la capacidad de pago inicial de estos pequeños productores esta entre S/. 500 y S/. 2000, y que el costo de dichos digestores domésticos supera la capacidad máxima (S/. 2 100 para uno de geomembrana de 10 m³ y de S/. 2 600 para el CAMARTEC de 6 m³); se requieren mecanismos financieros y/o subsidios para poder beneficiar a ellos con esta tecnología. En la tabla 2.6 se presenta un análisis financiero presentado en este informe y que ilustra lo descrito anteriormente. Se considera que un biodigestor tipo CAMARTEC de 6 m³ es equivalente a uno de geomembrana de 10 m³ de volumen total (mismo volumen de biogás producido), debido a la reducción del volumen útil y la mayor relación agua/estiércol en este último. De acuerdo con SNV, HIVOS y Soluciones Prácticas, (2013), tales volúmenes de biodigestores producirían entre 1 y 1.5 m³ de biogás al día y entre 30 y 90 litros de biol al día en zonas del altiplano y valles interandinos (mayores a 2000 msnm). Para zonas costeras (menores a 2000 msnm), para los mismos volúmenes de biogás y biol, se requeriría un biodigestor tipo CAMARTEC de 4 m³ y uno de gomembrana de 8.5 m³ (SNV, HIVOS y Soluciones Prácticas, 2013).
4. Los productores valoran más económicamente el biol que el biogás, porque éste último puede ayudar a reducir hasta en un 80% el consumo de leña, la cual se considera gratuita; sin embargo, el biol genera ahorros importantes por el reemplazo de fertilizantes como la urea, reduciendo por un lado los costos de producción y por el otro generar incremento en sus ingresos por mejora en los rendimientos de sus cultivos, entre un 4% y 15%. Lo que valoran de manera cualitativa del biogás es “la reducción de carga de trabajo de niños y mujeres en la búsqueda de leña, y las mejores condiciones de sanidad e higiene al cocinar sin humo”.

Tabla 2.6. Análisis financiero de un biodigestor tubular de 10 m³ y un tipo CAMARTEC de 6 m³ en Perú (costos y ahorros expresados en nuevos soles)

Asunciones	Modelo Geomembrana	Modelo CAMARTEC
Costo de la inversión	2.082,49	2.600,60
Costo Mantenimiento.	340,96	318,89
Costo neto	2.082,49	2.600,60
Ciclo de Vida en años	8	15
Beneficios Año	Modelo Geomembrana	Modelo CAMARTEC
Ahorro Consumo de Leña	80%	80%
Ahorro Leña	1.120,00	1.120,00
Ahorro Fertilizante (Químico)	550,00	550,00
Resultados TIR	Modelo Geomembrana	Modelo CAMARTEC
Leña	34%	30%
Leña + Fertilizante	63%	52%

Fuente: SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a), 2012

Capítulo 3

Producción de biogás y parámetros de funcionamiento de un biodigestor

3.1 Calidad del biogás y potencial de metano

La producción diaria de biogás involucra una serie de procesos interrelacionados que comprende toda la gestión, desde el suministro del sustrato o biomasa hasta su aprovechamiento y operación dentro del biodigestor. Siempre es importante conocer la calidad del biogás, expresada por su contenido en metano, debido a que solo éste es el que caracteriza el poder calorífico de este biocombustible, ya que el otro gas en mayor proporción (CO_2) no combustiona.

Como se mencionó en los capítulos anteriores, prácticamente toda la materia orgánica es capaz de producir biogás en condiciones anaeróbicas. La cantidad de biogás y su calidad (% CH_4) dependerán del tipo de residuo orgánico utilizado (naturaleza y composición) y de las condiciones en las que éste se procesa (tipo y parámetros de funcionamiento del digestor); es decir:

- En primer lugar, la cantidad de biogás y metano que se obtiene estará en función del potencial o rendimiento último que se puede obtener de determinada materia prima, con un tiempo de digestión que se aproxima al infinito. Éste a su vez guarda relación con el potencial teórico de metano, de acuerdo a su composición química (proporción de proteínas, carbohidratos, lípidos, etc.).
- En segundo lugar, la cantidad real de biogás obtenido (siempre menor que la producción última) depende de la manera en que se lleve a cabo el proceso de digestión anaerobia; es decir, que para una misma materia prima (igual composición y rendimiento último de metano), la cantidad y calidad de biogás obtenido dependerá de la temperatura del proceso, el TRH, de la relación sustrato-agua (c_o), de la COV, etc. Todos estos parámetros determinados por la configuración del digestor.

Antes de la utilización de sistemas de digestión anaeróbica, especialmente a gran escala, se recomienda que los sustratos orgánicos sean caracterizados para determinar su potencial de producción de biogás, lo que ayudaría a determinar la economía de estos sistemas, además, de permitir evaluar el rendimiento del digestor.

Antiguamente, la biodegradabilidad anaeróbica y el rendimiento de metano que se podía lograr de determinada materia prima, eran evaluados mediante pruebas experimentales en sistemas a escala de planta piloto. Este método demanda la realización de estudios que requieren considerables cantidades de energía y tiempo, previos a la instalación de la planta a escala real; sobre todo para permitir la adaptación de las poblaciones de microorganismos a las condiciones de operación deseadas. Desde finales de la década del 70, gracias al avance tecnológico y a una mayor comprensión del proceso de digestión anaeróbica, se desarrollaron métodos más eficientes para determinar dicha biodegradabilidad y rendimiento de metano; tal como el denominado ensayo de “potencial bioquímico de metano” o “potencial de biometano” (*biomethane potential assay* o BMP en inglés) propuesto por primera vez por Owen et al. (1979).

Dada la gran variedad de residuos orgánicos, tratados no solamente en forma individual sino también mediante co-digestión, existen diferentes estudios realizados bajo condiciones anaeróbicas para evaluar la biodegradabilidad y el potencial de producción de metano. Estos ensayos o métodos de evaluación se llevan a cabo, principalmente, de dos maneras: en recipientes o reactores funcionando en modo batch o discontinuo y en recipientes continuamente mezclados (CSTR); a diferentes temperaturas (principalmente 35 °C), distintos TRH, y con diferentes volúmenes iniciales de inóculo, el cual proviene del efluente de un digestor en funcionamiento o de una planta de tratamiento de agua. Éste es utilizado para acelerar el proceso de digestión y lograr que la producción estacionaria de metano se alcance en menos días. Generalmente, en las pruebas realizadas se utilizan aparte reactores que contienen solamente inóculo, para de ahí determinar el biogás que se obtendría solo por la digestión del sustrato en estudio. De no ser así, la cantidad de inóculo sería otro factor importante que afecta directamente la producción de metano, por lo que la relación sustrato/inóculo (S/I) se debe tener en cuenta cuando se realiza el ensayo BMP y cuando se opera un reactor a escala real.

El ensayo BMP es uno de los métodos analíticos de mayor uso para obtener la porción de determinado sustrato que se puede degradar biológicamente bajo condiciones anaeróbicas. Este ensayo ha probado ser un método simple y confiable para evaluar el rendimiento de biogás de sustratos orgánicos (Angelidaki et al., 2009; Labatut, Angenent, y Scott, 2011). De acuerdo con Angelidaki et al. (2009), el número de artículos técnicos publicados que tratan sobre los ensayos de biodegradabilidad de sustratos de diferentes orígenes, paso de 7 en 1991 a 70 en el 2007. Sin embargo, debido a las diferencias en el equipamiento utilizado, distintas condiciones de operación, protocolos experimentales y métodos de cálculo utilizados (por ejemplo distintas mezclas de inóculo-sustrato, pH y sistemas de medición); se hace muy difícil una comparación de los datos de biodegradabilidad y BMP presentes en la literatura (Angelidaki et al., 2009). Esto hace necesario y de particular importancia lograr un consenso entre los distintos autores para determinar un método estandarizado para evaluar tales características de las materias orgánicas (biodegradabilidad, rendimiento último de metano, etc.). Uno de los protocolos o guías para evaluar el BMP es el propuesto por la Asociación Internacional del Agua (IWA por sus siglas en inglés), realizado por Angelidaki et al. (2009).

Basado en resultados obtenidos en este tipo de ensayos, el presente capítulo trata la manera en que la producción de metano de determinado sustrato es influenciada de su composición química y manejo dentro del digestor, centrándose en la utilización del estiércol animal como materia prima. Esta producción o rendimiento de metano puede expresarse de varias maneras. El término “productividad de metano” se utiliza para indicar la producción (volumen) de metano por unidad de una variable. Esta producción

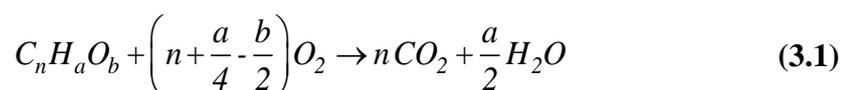
o rendimiento específico de metano puede expresarse por cantidad de desecho (l CH₄/kg desecho), por volumen de desecho (l CH₄/ l desecho), en términos de sólidos volátiles (SV) destruidos o SV agregados (l CH₄/ g SV_{agregados}), por volumen de mezcla (mezcla sustrato + agua) o producción animal (l CH₄/unidad animal). Normalmente, el volumen de metano y biogás producido se expresa en condiciones de presión y temperatura estándar (0 °C y 1 atm), aunque muchas veces no se indique expresamente.

3.2 Aspectos teóricos para el cálculo del potencial de biogás: Relación entre la demanda química de oxígeno y los sólidos volátiles

Los desechos orgánicos como el estiércol de animales o las aguas residuales, tienen a menudo una composición compleja, la cual es difícil de describir en detalle. Tal como se mencionó en el capítulo 1, la demanda química de oxígeno (DQO) es uno de los parámetros más apropiados para indicar el contenido de materia orgánica y los compuestos oxidables en una muestra. De acuerdo con Angelidaki y Sanders (2004), los parámetros individuales de mayor uso para describir la concentración de un desecho o agua residual es la DQO o COD (por sus siglas en inglés) expresada en mg O₂/l, y el contenido en sólidos volátiles (SV) o VS (en inglés) expresados en g SV/l o en % (kg SV/kg). Usualmente, la DQO se usa como una medida del grado de contaminación del agua, cuanto mayor es la DQO más contaminada está una muestra dada. Las aguas residuales industriales pueden tener valores entre 50 y 2000 mg O₂/l. En las plantas potabilizadoras de agua, la DQO debe ser inferior a 10 mgO₂/l al final del ciclo de tratamiento. Por su parte, el contenido en SV se usa, generalmente, para caracterizar la composición de los desechos animales y su rendimiento de metano.

La DQO describe la cantidad de oxígeno que se necesita para oxidar completamente el desecho (tanto de la parte orgánica biodegradable como otros compuestos presentes en la muestra susceptibles a ser oxidados), convirtiéndolo en dióxido de carbono y agua. Se determina experimentalmente reteniendo la muestra en una solución fuertemente ácida con un exceso conocido de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇). La cantidad consumida de este agente químico oxidante se expresa en términos de su equivalencia en oxígeno. El análisis de la DQO, así como de los ST, SV y otros parámetros se puede hacer siguiendo los métodos estandarizados del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Si se conoce la composición de un material orgánico, la relación entre DQO y el contenido en SV puede calcularse mediante la estequiometría de la oxidación completa. De acuerdo con Angelidaki y Sanders (2004), en una forma generalizada, la reacción de oxidación para un material orgánico se da por la ecuación (3.1), ya que la materia orgánica que consiste solo de C, H y O es teóricamente oxidada de forma completa en CO₂ y H₂O:



Por lo tanto, la relación DQO/SV se convierte en (Angelidaki y Sanders, 2004):

$$DQO / SV = \frac{\left(n + \frac{a}{4} - \frac{b}{2} \right) 32}{12n + a + 16b} \quad (3.2)$$

Además de la DQO, existe la demanda biológica o bioquímica de oxígeno (DBO) la cual mide la cantidad de materia susceptible de ser degradada biológicamente; es decir, la cantidad de oxígeno que los microorganismos, como las bacterias (aerobias o anaerobias facultativas) y hongos, consumen durante la degradación de las sustancias orgánicas contenidas en una muestra. Como este proceso de descomposición varía con la temperatura y el tiempo, el análisis de la DBO se realiza, generalmente, en forma estándar durante cinco días a 20 °C, lo que se indica como DBO₅. Esta medida es menor que la DQO (cantidad de materia susceptible de ser degradada por agentes químicos) ya que existe una fracción de la DQO que es oxidable químicamente pero no biológicamente, la cual se denomina DQO no biodegradable. Sin embargo, aunque durante la digestión anaeróbica ocurre una degradación biológica del sustrato, esta degradación será más elevada que la expresada por un análisis de la DBO₅ debido a que la temperatura y el tiempo de residencia de la materia orgánica dentro de un digestor son más elevados, siendo la DQO la medida más adecuada.

3.3 Cultivo bacteriano en sistemas cerrados y abiertos

Se mencionó antes que las pruebas para determinar el potencial de metano de las materias primas orgánicas se realizan básicamente de dos maneras: en reactores batch y en reactores CSTR. Los primeros se utilizan usualmente para determinar la producción última de metano y biodegradabilidad, mientras que los segundos se emplean para determinar parámetros como la concentración del afluente (c_0), la COV y la temperatura más adecuados para el funcionamiento de un digestor. En este punto se explica, de manera general, el comportamiento de las poblaciones bacterianas cuando se utilizan ambos sistemas de tratamiento o cultivo, y su influencia en la producción de metano. En los puntos posteriores se explican las producciones teórica, última y real de metano obtenidas en un digestor, y cómo influyen la naturaleza de las materias primas utilizadas y los parámetros como la temperatura y el TRH.

3.3.1 Crecimiento bacteriano en sistemas cerrados en medio líquido y producción de biogás

Cuando poblaciones bacterianas se desarrollan o cultivan en condiciones adecuadas en un sistema cerrado, discontinuo, batch o por lotes (como en un tubo de ensayo o en un digestor) se multiplican hasta un determinado momento debido a que se agotan los nutrientes y el espacio para crecer, además se acumulan sustancias de desecho. Por tanto, el crecimiento de las poblaciones de bacterias y en este caso la producción de biogás, tarde o temprano se detiene. Este proceso de crecimiento es exhibido por las poblaciones bacterianas puede ser dividido en cuatro fases distintas:

- **Fase de retardo o lag:** periodo de tiempo en el que el inóculo se adapta a las condiciones del medio fresco. Debido a esto, esta fase depende en gran medida del inóculo o de las características iniciales del sustrato (concentración o número inicial de bacterias). Esta fase puede ser larga si en el medio existen sustancias tóxicas.

- **Fase logarítmica o de crecimiento exponencial:** se da un crecimiento balanceado no restringido. El tiempo de reproducción o generación es característico para cada especie o

cepa de bacterias. Este tiempo se definió en el capítulo 1 como el tiempo necesario para que una célula bacteriana se divida en dos, equivalente a decir que una población bacteriana se duplique. En esta etapa se dice que ocurre un crecimiento equilibrado de la población de bacterias, en el que éstas se duplican en un mismo lapso de tiempo. Las bacterias metanogénicas, además de ser muy sensibles, crecen 10 veces más lento que el resto de bacterias con un tiempo de generación que va de 2 a 10 días (Agencia Andaluza de la Energía. Consejería de economía, innovación y ciencia. Junta de Andalucía, 2011).

Por la fisión binaria, el número de células aumenta en progresión geométrica: $1, 2^1, 2^2, 2^3, 2^4, \dots, 2^n$; siendo n el número de generaciones transcurridas. Por lo tanto, el número de células de acuerdo al número de generación será:

$$N = N_0 \cdot 2^n \quad (3.3)$$

Donde N_0 es el número inicial de células y n es número de generaciones transcurridas. Este tiempo de generación depende de cada especie o cepa y de parámetros como temperatura y pH. El número n se calcula en función del tiempo medio de generación (g) como:

$$n = \frac{t - t_0}{g} \quad (3.4)$$

Si se grafica la ecuación (3.3), el número de células o bacterias en un reactor discontinuo o batch evolucionará hasta alcanzar un valor máximo para luego disminuir lentamente, tal como se muestra en la figura 3.1. En esta imagen también se muestra la evolución en la reducción de la materia orgánica presente en la muestra, expresada equivalentemente a través de la DQO consumida (eliminación de SV). Esta cantidad de materia orgánica o DQO consumida es proporcional a la cantidad de metano producido, por lo que todas las curvas de producción acumulada de metano en sistemas discontinuos tienen la misma forma sigmoide.

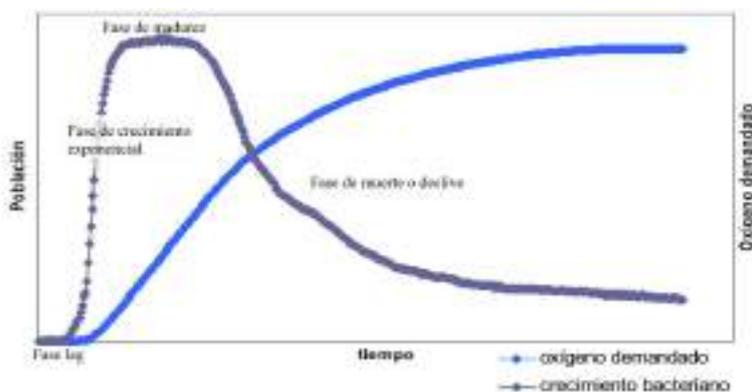


Figura 3.1. Curva de crecimiento de una población bacteriana instalada sobre un sustrato y evolución del oxígeno consumido

Fuente: Lobato Fuertes (2012)

Reemplazando el valor de n (ecuación 3.4) en la ecuación (3.3) y aplicando la función logaritmo a cada lado se obtiene:

$$\log\left(\frac{N}{N_0}\right) = \frac{t-t_0}{g} \log 2 \quad (3.5)$$

De acuerdo a la ecuación (3.5), si se grafica el logaritmo del número de células versus el tiempo, la fase de crecimiento bacteriano exponencial se transforma en una recta, tal como se aprecia en la figura 3.2.

- **Fase estacionaria:** El crecimiento de las poblaciones bacterianas se equilibra con el número de muertes celulares. Se dice que un microorganismo muere cuando pierde de forma irreversible la capacidad de dividirse (reproducirse). Como consecuencia, ya no se produce un aumento en el número de microorganismos. Sin embargo, un microorganismo estando muerto puede continuar desarrollando una actividad metabólica pudiendo liberar toxinas. Un microorganismo puede perder su capacidad de multiplicación por las condiciones de su entorno (existencia de algún inhibidor como la acumulación de ácidos o de algún nutriente limitante: fuentes de carbono como la glucosa y aminoácidos). En esta etapa la densidad de las poblaciones bacterianas alcanza su valor máximo, generalmente 10^9 células/ml.

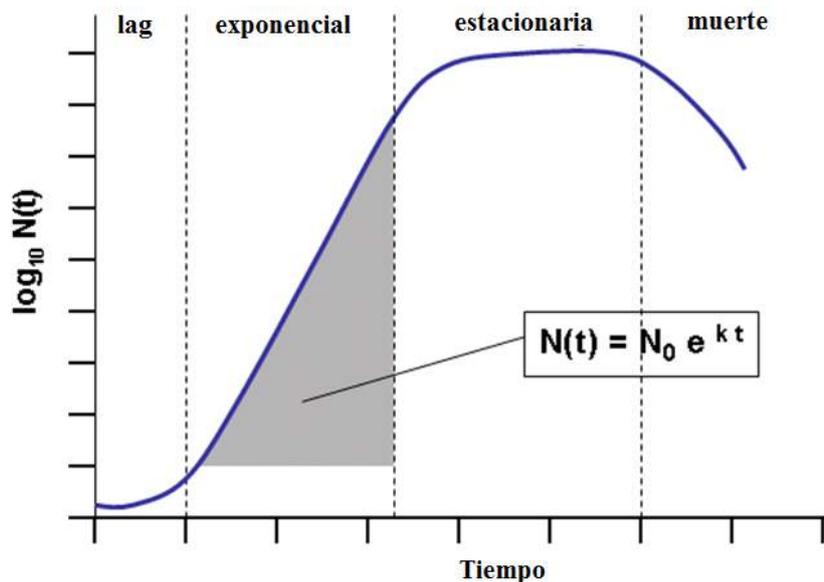


Figura 3.2. Fases de la curva de crecimiento bacteriano

Fuente: Elaboración propia

Dado que la producción de biogás y metano depende del número de células metanogénicas, ésta tendrá un comportamiento parejo al crecimiento de estas poblaciones. En todos los sistemas batch o discontinuos, los cuales se utilizan para realizar ensayos BMP y determinar potenciales de metano y biodegradabilidades, la producción acumulada de biogás tiene forma de una curva sigmoide (exponencial), la cual según Deublein y Steinhauser (2008) puede ser descrita, de manera general, por la ecuación:

$$\dot{V} = C_1(1 - e^{-C_2 t}) \quad (3.6)$$

Donde \dot{V} es la producción de metano por día ($\text{m}^3/\text{día}$), C_1 y C_2 son constantes que dependen de cada sustrato, y t (día) es el tiempo de residencia en el bioreactor.

Las curvas de crecimiento sigmoides (ver figura 3.3) se encuentran en muchos procesos naturales y en un amplio rango de disciplinas, como la investigación pesquera, las ciencias agrícolas y la biología. En el campo biológico, son muchos los modelos matemáticos que describen las curvas de crecimiento bacteriano y producción de metano en discontinuo. Un ejemplo real de este tipo de curvas se muestra en la figura 3.4, donde además de la producción acumulada de biogás se muestra la producción diaria y su contenido en metano para la digestión de desechos de cocina, rastrojo de maíz y estiércol avícola; obtenidos de un ensayo BMP en un reactor funcionando en modo batch y en condiciones mesofílicas ($37\text{ }^\circ\text{C}$). En esta imagen se puede apreciar que la curva de producción diaria de gas (volumen de gas al día por volumen de digestor) está relacionada con la evolución de la cantidad de células en un cultivo cerrado, descrito por la figura 3.1, la cual después de alcanzar rápidamente su valor máximo empieza a disminuir lentamente. En la figura 3.4 se deben destacar, las dos primeras imágenes (A y B), las cuales representan las dos curvas características usualmente utilizadas para describir la producción de biogás o metano en un digestor: la curva de rendimiento de metano (volumen de gas/masa de SV) y la producción volumétrica de gas (volumen de gas diario/volumen de digestor).

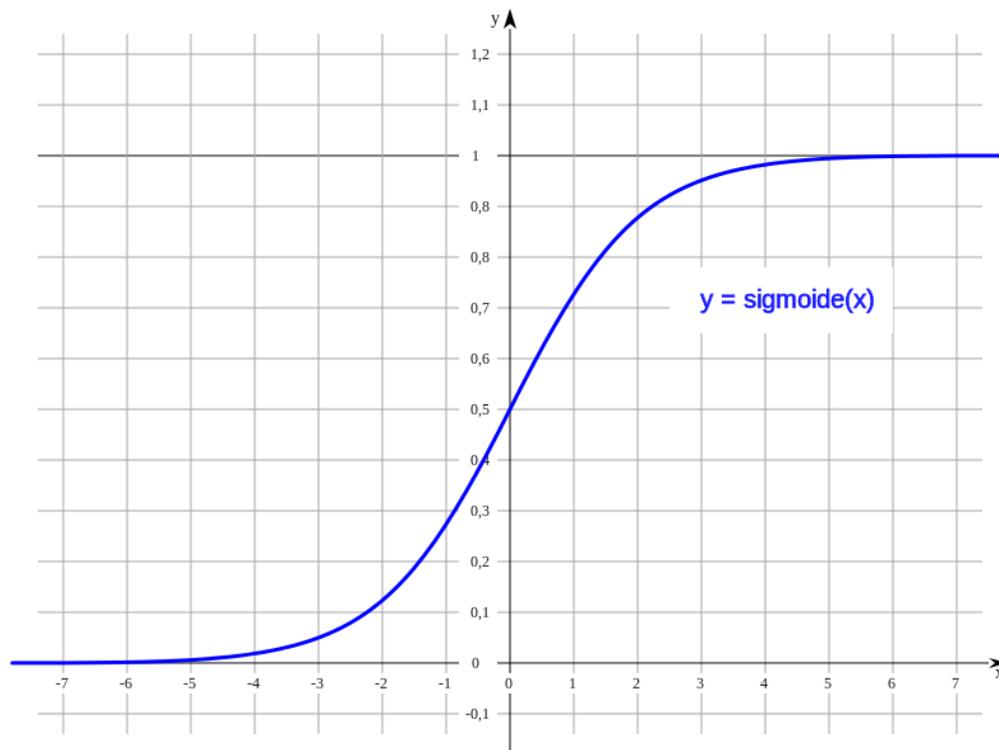


Figura 3.3. Función sigmoide

Fuente: Wikipedia

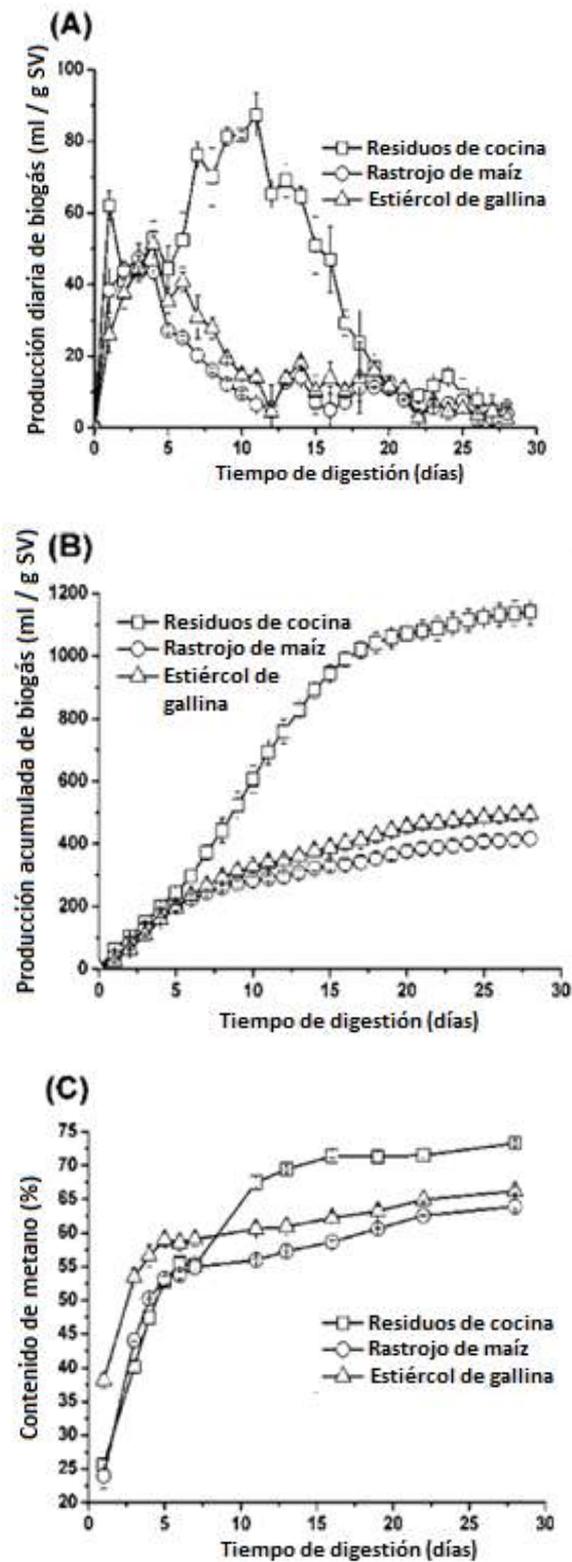


Figura 3.4. Producción diaria (A) y acumulada (B) de biogás, y su contenido de metano (C) de tres desechos en el ensayo BMP

Fuente: Li et al. (2013a)

Uno de los modelos más adecuados para representar la producción acumulada de metano, además de la curva sigmoide por su fácil utilización, es la ecuación modificada de Gompertz (ecuación 3.7) (Zwietering et al., 1990). Li et al. (2013a) afirman que este modelo modificado ha sido aplicado ampliamente para modelar la producción de metano. De acuerdo con ellos, este modelo puede describir y predecir con precisión la producción acumulada de metano a través de todo el proceso de digestión anaeróbica, por la comprobación realizada con datos experimentales de la digestión y co-digestión en discontinuo de residuos de cocina, rastrojo de maíz y estiércol de gallina (ver figura 3.4). Por tanto, al igual que la ecuación propuesta por Deublein y Steinhauser (2008), la ecuación modificada de Gompertz también permite calcular la producción acumulada de metano en digestores batch.

$$B(t) = B_u \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{\mu_m e}{B_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (3.7)$$

Donde $B(t)$ es la producción acumulada de metano (ml CH₄/g SV_{agregados}) al tiempo de digestión t días (d), B_u es el rendimiento máximo o producción última de metano (ml CH₄/g SV_{agregados}), B_0 es la producción teórica de metano (ml CH₄/g SV_{agregados}), μ_m es la máxima tasa de producción de metano (ml CH₄/g SV_{agregados}.d), λ es la fase lag (d) y e es el número de Euler igual a 2.718282.

Lobato F. (2012), utilizando estiércol de ganado vacuno (17.2 % de ST, 82.7% de SV, 10.6% de celulosa, 13.1% de hemicelulosa y 7.4% de lignina en base a los ST) operando en régimen mesofílico (34 °C) y termofílico (55 °C), en un reactor batch de 1 litro de volumen de trabajo, encontró los parámetros de la ecuación de Gompertz mostrados en la tabla 3.1.

En la figura 3.5 se muestra la producción de metano experimental y mediante la simulación con dicha fórmula obtenida para ambos sistemas (mesofílico y termofílico). Como se puede apreciar en la tabla 3.1, las curvas se aproximan bastante bien a los valores experimentales, lo que se expresa por un coeficiente de determinación (R^2) muy cercano a 1. Debe tenerse en cuenta que lo que se combinó en los reactores fue: 300 g de estiércol fresco, 200 ml de inóculo proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales (con 46.2 g ST/l y 25.7 g SV/l) y 500 ml de agua potable, por lo que la producción de metano empieza desde el primer día. Con esto se obtuvo un rendimiento de metano de 234 ± 19 ml CH₄/g SV_{agregados} para 34 °C y 159 ± 17 ml CH₄/g SV_{agregados} para 55 °C, medidos para un tiempo de digestión hasta el día 77, en el que se detuvo totalmente la generación de gas.

Tabla 3.1. Valores obtenidos del sistema de digestión batch

Parámetros de Gompertz	R. mesofílico	R. termofílico
B_u (ml CH ₄)	10620 ± 85	6599 ± 64
μ_m (ml CH ₄ /d)	435 ± 39	487 ± 91
λ (d)	5.7 ± 0.1	1.4 ± 0.2
R^2	0.997	0.966

Fuente: Lobato Fuertes (2012)

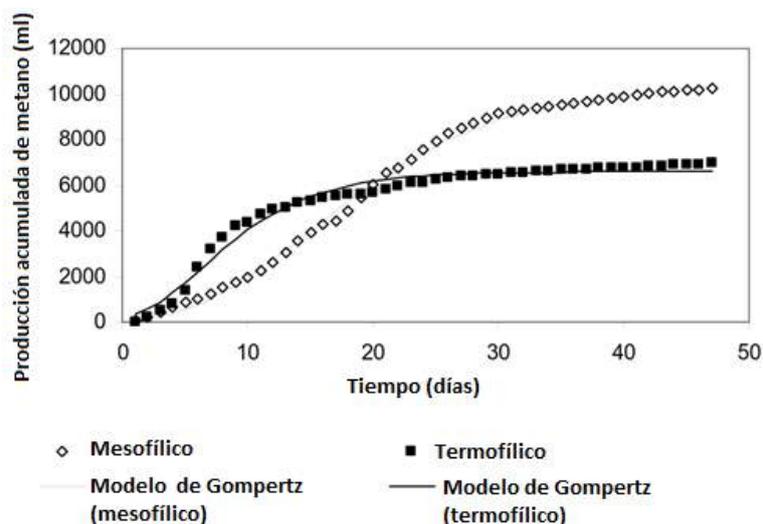


Figura 3.5. Producción acumulada de metano en reactores batch

Fuente: Lobato Fuertes (2012)

De acuerdo con este autor, mayor volumen de gas es producido en condiciones mesofílicas (esto ocurre posiblemente debido a la inhibición parcial del proceso), aunque los reactores termofílicos muestran mayores tasas o velocidades de producción de biogás. Además, la producción de gas empezó al primer día de los experimentos por el uso del inóculo, con la tasa máxima de gas entre 6 y 7 días para el sistema termofílico y alrededor de 20 días para el mesofílico.

Li et al. (2013a) mediante un ensayo BMP a 37 °C y 28 días de digestión, también encontró los valores para la ecuación modificada de Gompertz, los cuales, para el caso del estiércol de gallina proveniente de una granja avícola, se muestran en la tabla 3.2. El inóculo utilizado provino del efluente de un digestor de estiércol de gallina. Nótese los distintos valores para las dos relaciones S/I usadas. Los valores de B_u alcanzados pudieron ser mayores, ya que, debido al corto tiempo de digestión, la producción de metano no se ha detenido. Esto se pudo apreciar en la figura 3.4, donde se nota que la producción acumulada sigue aumentando y no se ha estabilizado completamente.

Tabla 3.2. Parámetros de la ecuación modificada de Gompertz

B_u (ml CH ₄ / g SV _{agregados})	μ_m (ml CH ₄ / g SV _{agregados} .d)	λ (d)	R^2
S/I = 1.5 (concentración inicial de SV $c_o = 9$ gSV/l)			
309	16.6	1.91	0.99
S/I = 3.0 (concentración inicial de SV $c_o = 9$ gSV/l)			
298	14.4	2.36	0.99

Fuente: Li et al. (2013a)

3.3.2 Crecimiento bacteriano en sistemas abiertos y producción de biogás

De acuerdo con Labatut, Angenent y Scott (2011), los biodigestores batch presentan diferencias importantes en la geometría, fluido y termodinámica con respecto a los de flujo continuo o semicontinuo. De esta manera, los ensayos BMP realizados en biodigestores batch, en los que los sustratos, microorganismos, productos intermedios y finales son acumulados dentro de un mismo sistema; no serían muy precisos para predecir, en biodigestores que son alimentados diariamente, los rendimientos de metano y posibles fallas del proceso anaeróbico por inhibición. Sin embargo, los ensayos BMP sí son adecuados para dilucidar de entre una gran variedad de sustratos, cuáles son los que tienen mayor potencial de biometano, además de permitir determinar su biodegradabilidad, los TRH para su completa digestión y las adecuadas proporciones de sustratos cuando se piensa mezclarlos por medio de la co-digestión.

El cultivo continuo es balanceado cuando se logra que la reducción del número de células por drenaje sea compensado con las ganancias por crecimiento dentro del digestor. Un ejemplo de este cultivo es el que se hace con un quimióstato, en el cual se pueden controlar parámetros como la concentración del afluente y efluente, entre otros. Esta condición de equilibrio, en la que el crecimiento del número de bacterias se trata de mantener en un estado de crecimiento exponencial durante largos periodos, es lo que se busca en los digestores que son diariamente alimentados (como los digestores CSTR o los utilizados en el medio rural). Esto se hace mediante la constante adición de afluente fresco a las bacterias en crecimiento y retirando un volumen igual al digerido. De esta manera, se logra que la producción diaria de biogás sea aproximadamente constante.

Debido a que la digestión anaeróbica es un proceso bastante complejo y difícil de describir con exactitud a medida que se desarrolla, en las siguientes secciones, y luego de tratar las producciones teóricas y últimas de metano relacionadas con los ensayos BMP en sistemas cerrados, se explica de qué manera influyen las condiciones de operación de un digestor en la producción de biogás (o metano) funcionando como un sistema abierto, es decir, alimentado diariamente. De esta manera, se puede dimensionar el digestor (volumen de trabajo) y determinar sus condiciones de operación (temperatura, TRH y COV). A modo de ejemplo, en la figura 3.6 muestran las dos curvas características de producción de gas en un digestor continuo de mezcla completa. En ésta se puede apreciar la influencia de la concentración del afluente c_o (kg SV / volumen de mezcla) y del TRH en la producción volumétrica de gas.

3.4 Potencial o producción teórica de metano (de acuerdo a la composición química del sustrato)

El volumen teórico máximo de metano producido en términos de SV (l CH₄ / kg SV) corresponde a la producción teórica de metano (B_t), si es que se da la degradación completa de todos los componentes orgánicos del sustrato (Moller, Sommer, y Ahring, 2004). Este potencial teórico nos da una primera idea del potencial de producción de metano para determinado tipo de sustrato y puede ser calculado de acuerdo con la fórmula de Buswell y Mueller (1952). En la figura 3.7 se puede ver una comparación entre el proceso real de digestión anaeróbica y el teórico considerado por estos autores. En este último toda la materia orgánica se transforma en biogás sin producir ningún efluente o

digestato, ocurriendo una transformación total de los componentes orgánicos fermentables. Ésta es la principal diferencia con la producción última y real de metano.

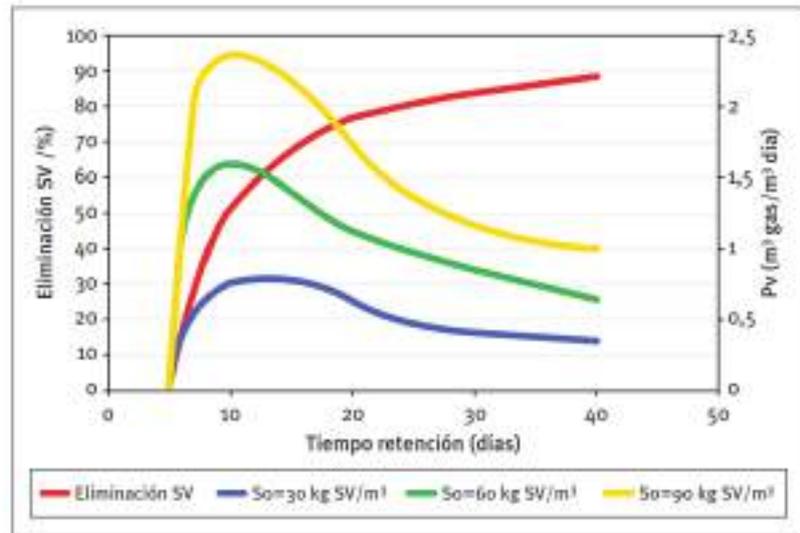
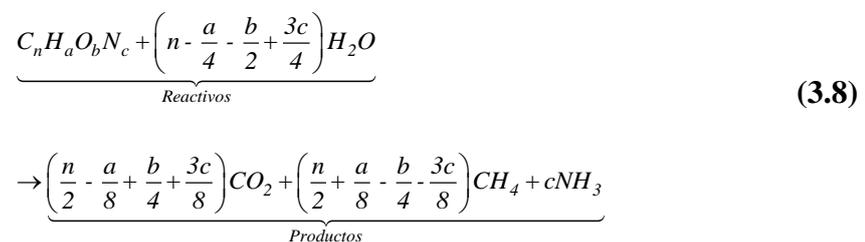


Figura 3.6. Eliminación de SV (producción de gas) y producción volumétrica (Pv) de gas en función de la concentración del influente y del TRH para un digester CSTR

Fuente: IDAE (2007)

De acuerdo con Buswell y Mueller (1952), la producción teórica de metano, en condiciones de temperatura y presión estándar (0 °C o 273.15 K y 760 mm Hg o 1 atm) o STP (por sus siglas en inglés), se da por medio de una reacción de reducción – oxidación (redox) que involucra agua y puede ser representado por una ecuación empírica (ecuación 3.8). La capacidad de esta ecuación de estimar cercanamente la producción real u observada de metano depende fundamentalmente de la composición química y de la biodegradabilidad del sustrato: a menor biodegradabilidad la estimación es menos precisa.



Por tanto, la producción teórica de metano en términos de SV, basada en la composición química elemental del sustrato, se expresa como:

$$B_t = \frac{(n/2 + a/8 - b/4 - 3c/8) * 22.4}{12n + a + 16b + 14c} \left[STP \frac{l CH_4}{g SV} \right] \quad (3.9)$$

Donde 22.4 litros (l) es el volumen estándar que ocupa 1 mol de un gas ideal en STP.

De la ecuación (3.8), es posible calcular el porcentaje de metano en volumen que tendría el biogás teóricamente producido por determinado tipo de sustrato:

$$\%CH_4 = \frac{\text{moles } CH_4}{\text{moles } CH_4 + \text{moles } CO_2 + \text{moles } NH_3} = \frac{n/2 + a/8 - b/4 - 3c/8}{n+c} \quad (3.10)$$

Como se puede apreciar, la ecuación 3.8 asume la conversión total del material orgánico a CH_4 , CO_2 y NH_3 con H_2O como la única fuente externa, de manera similar al proceso de digestión anaeróbica real, pero sin considerar el efluente generado, ni la poca o nula capacidad de algunos componentes orgánicos de la materia, como la lignina, de ser degradados bajo condiciones anaeróbicas. La tabla 3.3 muestra las características de producción o rendimiento teórico de metano de los componentes típicos de la materia orgánica, los cuales son adecuados para una degradación anaeróbica. Nótese la mayor producción de biogás, más del doble en casi todos los casos, y mayor contenido en porcentaje de metano para los lípidos. De acuerdo con Hill (1983a), los compuestos de largas cadenas como los lípidos son también convertidos en ácido propiónico y butírico, los cuales son la fuente de la mayor parte del CO_2 y H_2 , que finalmente también son convertidos en CH_4 . Esto hace que el alto contenido en carbono e hidrógeno de estos ácidos de cadena larga produzca más CH_4 por unidad de masa de ácido, que el que se produciría si todo el metano se genera solamente a partir del ácido acético.

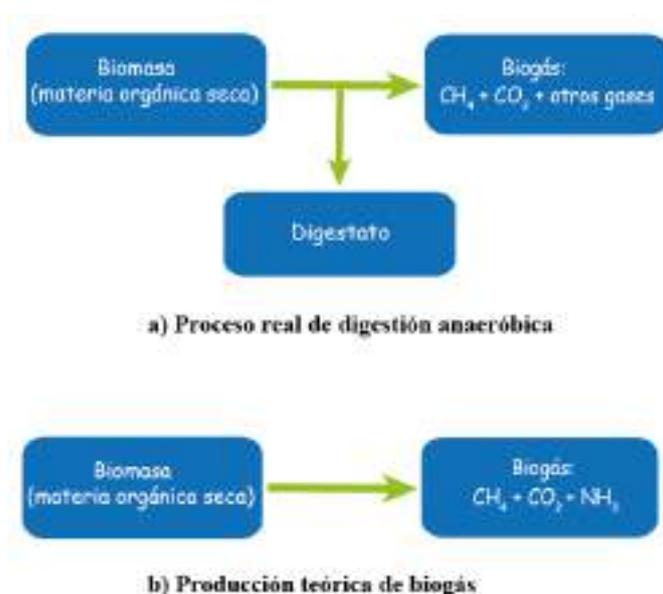


Figura 3.7. Comparación entre la producción real (a) y teórica o potencial de biogás (b)

Fuente: Elaboración propia

Tabla 3.3. Características de producción teórica de biogás de componentes típicos de la materia orgánica

Tipo de sustrato	Composición	$\frac{g DQO}{g SV}$	Rendimiento teórico de CH ₄		% CH ₄
			$\frac{STP l}{g SV}$	$\frac{STP l}{g DQO}$	
Carbohidrato	(C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	1.19	0.415	0.35	50
Proteína*	C ₅ H ₇ NO ₂	1.42	0.496	0.35	50
Lípidos	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	2.90	1.014	0.35	70
Etanol	C ₂ H ₆ O	2.09	0.730	0.35	75
Acetato (AGV)	C ₂ H ₄ O ₂	1.07	0.373	0.35	50
Propionato	C ₃ H ₆ O ₂	1.51	0.530	0.35	58

*Nitrógeno es convertido a NH₃

Fuente: Angelidaki y Sanders (2004)

Si la ecuación de Buswell y Mueller (1952) se combina con la relación DQO/SV dada anteriormente, la producción teórica de metano en base a la DQO es constante, tal como lo demuestra la ecuación (3.11) y que también se expresa en la tabla 3.3 (Angelidaki y Sanders, 2004):

$$B_t = \frac{(n/2 + a/8 - b/4) * 22.4}{(n + a/4 - b/2) * 32} = 0.35 \left[STP \frac{l CH_4}{g - DQO} \right] \quad (3.11)$$

McCarty (1964) citado en por Hill (1983a) también encontró coeficientes del rendimiento teórico de metano de 0.35 l CH₄/g DQO y 0.5 l CH₄/g SV.

La relación entre un gramo de DQO consumido con el volumen de metano producido también puede ser determinada a partir de la ecuación de combustión del metano como:



De esta manera, sabiendo que 1 mol de CH₄ (peso molecular 16 g/mol) reacciona con 2 moles de O₂ (peso molecular 32 g/mol) y que 1 g de DQO es igual a 1 g de O₂, se tiene:

$$\frac{16 g CH_4}{64 g O_2} = \frac{1 g CH_4}{4 g DQO} = 0.25 \frac{g CH_4}{g DQO} \quad (3.13)$$

Bajo condiciones estándar de presión y temperatura, 1 mol de CH₄ pesa 16 g y ocupa un volumen de 22.4 l, entonces 0.25 g de CH₄ ocuparan 0.35 l, obteniéndose la misma relación dada por la ecuación (3.11):

$$0.25 \frac{g CH_4}{g DQO} = 0.35 \frac{STP l CH_4}{g DQO} \quad (3.14)$$

Basados en la composición orgánica y no en la química elemental (determinada por la proporción de C, H, O y N (% ST) para calcular la composición química en la forma $C_nH_aO_bN_c$) y considerando la lignina con fórmula empírica $C_{10}H_{13}O_3$; el potencial teórico de metano de acuerdo con la fórmula de Buswell y Mueller (1952) se debería calcular de la siguiente manera (Triolo et al. 2011):

$$B_t \text{ (ml CH}_4 \text{ / gSV)} = 0.373 * AGV + 1.014 * \text{Lípido} + 0.496 * \text{Proteína} + 0.415 * \text{Carbohidrato} + 0.727 * \text{Lignina} \quad (3.15)$$

donde *AGV, lípido, proteína, carbohidrato y lignina en [g / kg SV]*

Nótese que en esta fórmula se considera idealmente el aporte de la lignina, pero en la realidad ésta no es degradable en un digestor anaeróbico. De esta manera, si se desea obtener el potencial teórico de metano de determinado sustrato y que se aproxime más al rendimiento que se obtendría en un digestor, se puede determinar inicialmente la proporción de lípidos, proteínas, carbohidratos fácilmente degradables (excluyendo a la lignina) y AGV (principalmente acetato), para posteriormente utilizar la fórmula de Buswell y Mueller (1952). Más adelante se muestran valores de producción teórica obtenida de diversos sustratos.

Un ejemplo de la aplicación de esta fórmula, se encuentra en el trabajo realizado por Lobato Fuertes (2012). En la tabla 3.4 se muestra la composición de dos de los sustratos utilizados por este autor.

Se puede comprobar, con la aplicación de dicha fórmula, que el estiércol presenta un menor potencial teórico de metano (336.5 l CH_4 /kg SV) en comparación con las papas crudas (432.8 l CH_4 /kg SV), aunque la proporción de lípidos presentes en el estiércol sea más de 10 veces mayor que en la papa. Esta ventaja se ve de alguna manera compensada por la mayor proporción de SV presentes por cada kg de este desecho (alrededor del 17%) en comparación con la cantidad presente en las papas (alrededor del 11%).

Tabla 3.4. Análisis fisicoquímico de materias primas utilizadas

Materia prima o sustrato	% ST (en peso)	% SV (de los ST)	DQO (g/l)	Lípidos (g/kg SV)	Proteínas (g/kg SV)	Carbohidratos fácilmente degradables (g/kg SV)	Acetato (AGVs) (g/kgSV)
Estiércol de cordero y oveja de raza assaf (en partes iguales)	23,4 ± 0.7%	74.7 ± 1.4%	133.5 ± 5.3%	68	150	433	36
Papa cruda (generada en la fase de pelado previa a su fritura)	12.3 ± 0.3%	86.5 ± 0.9%	25.4 ± 5.0 g/l	6	180	813	-

Fuente: Lobato Fuertes (2012)

3.5 Producción última de metano

La máxima producción de metano que se puede obtener de determinado material orgánico sometido a un proceso de digestión anaeróbica, generalmente expresada en volumen de metano por masa de SV cargados o agregados ($l\text{ CH}_4/\text{SV}_{\text{agregados}}$), se conoce como la producción última de metano (B_u). Ésta se obtiene con un tiempo de retención o permanencia dentro del biodigestor aproximado al infinito. En un ensayo BMP, B_u está representado por la asíntota a la que tiende la producción acumulada de metano. El valor de B_u puede determinarse por dos métodos: a) graficando el estado estacionario de la producción de metano (B en $\text{m}^3\text{ CH}_4/\text{kg SV}_{\text{agregados}}$) contra el recíproco del TRH y extrapolando hasta un infinito TRH ($1/\text{TRH} = 0$); o b) incubando una cantidad conocida de sustrato hasta que una cantidad despreciable de CH_4 es producida (fermentación batch de larga duración) (Hashimoto A. G., 1982). Muchos autores han reportado que, si el tiempo de retención es suficientemente largo, B_u , para una cantidad determinada de materia orgánica, es independiente de la temperatura del reactor en el rango de 10-50°C (Hashimoto, Varel y Chen, 1981; Safley y Westerman, 1990). Hashimoto, Varel y Chen (1981), utilizando 41 fermentadores tipo batch alimentados con estiércol de ganado vacuno, con la composición mostrada en la tabla 3.5, reportó una producción última de metano promedio casi constante de $B_u = 0.328\text{ STP m}^3\text{ CH}_4/\text{kg SV}$ en el rango temperaturas de 30 a 60 °C. En la tabla 3.6 se puede apreciar los resultados obtenidos para B_u y diferentes estiércoles (A y B), con variaciones de temperatura entre 30 y 65 °C a intervalos de 5 °C. Los valores de B_u correspondientes a 65 °C son significativamente menores que los demás valores para temperaturas menores. Esto ocurre, según dichos autores, debido al alto contenido de ácidos grasos volátiles producidos en esta temperatura.

Tabla 3.5. Composición del estiércol vacuno con el cual se alimenta a los fermentadores tipo batch

Constituyente	Experimento	
	A	B
Sólidos volátiles (% ST)	85.1	87.4
Demanda química de oxígeno (% ST)	80.8	86.3
Celulosa (% ST)	24.7	16.8
Hemicelulosa (% ST)	21.1	20.2
Lignina (% ST)	5.9	4.6
Cenizas de sílice (% ST)	4.8	3.2
Ácidos volátiles totales (% ST)	3.6	3.1
N Kjeldahl (% ST)	2.4	2.6
Fósforo (% ST)	0.9	1.0
Potasio (% ST)	1.6	0.9
Sodio (% ST)	0.6	0.4

* Composición del influente (purín o estiércol líquido): 10 % ST

Fuente: Adaptado de Hashimoto, Varel y Chen (1981)

Tabla 3.6. Efecto de la temperatura en el rendimiento último de metano del estiércol de ganado vacuno

Temperatura (°C) - tipo de estiércol	B_u (STP l CH ₄ / g SV)	B_u promedio	B_u promedio (30 a 60 °C)
30 – A	0.305	0.312	0.328
30 – B	0.318		
35 – A	0.336	0.338	
35 – B	0.340		
40 – A	0.330	0.332	
40 – B	0.334		
45 – A	0.354	0.353	
45 – B	0.355		
50 – A	0.329	0.316	
50 – B	0.304		
55 – A	0.316	0.322	
55 – B	0.348		
60 – A	0.341	0.308	
60 – B	0.276		
65 – A	0.098	0.118	
65 – B	0.138		

Fuente: Adaptado de Hashimoto, Varel y Chen (1981)

La figura 3.8 muestra la gráfica, obtenida por Hashimoto, Varel y Chen (1981), para la producción de metano versus el tiempo de fermentación de dos fermentadores representativos operados a 35 °C y 45 °C. Como se puede apreciar, la tasa de producción de CH₄ para 45 °C es más rápida que para 35 °C, pero no existe mayor diferencia en la producción total de metano para tiempos de retención mayores (> 120 días) lo que permite deducir efectivamente que B_u no depende de la temperatura para tiempos de retención muy grandes (aproximados al infinito).

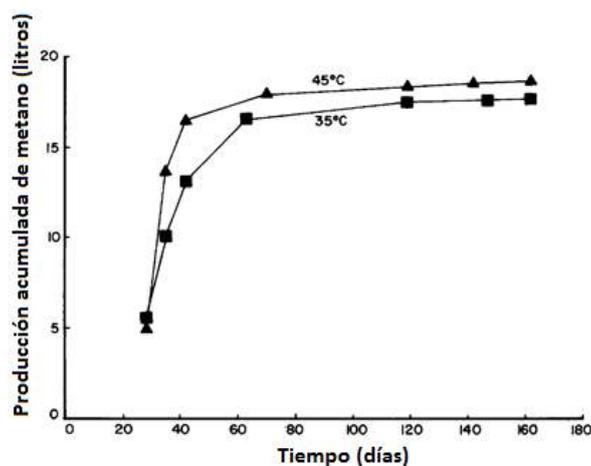


Figura 3.8. Producción acumulada de metano durante la fermentación anaeróbica de estiércol vacuno en modo discontinuo y en dos temperaturas diferentes

Fuente: Hashimoto, Varel y Chen (1981)

3.6 Producción real de metano

Aunque el potencial teórico y rendimiento último de metano nos dan una idea de la calidad del desecho y del potencial de producción de biogás o metano, el rendimiento que en la práctica se alcanza en un biodigestor no es igual a la producción última, porque obviamente no se puede trabajar con un TRH infinito para lograr la degradación máxima de la materia orgánica bajo condiciones anaeróbicas. De acuerdo con Angelidaki y Sanders (2004), el rendimiento real obtenido en un reactor de biogás será siempre menor debido a factores como:

- Una fracción del sustrato es utilizado para sintetizar (formar) la masa bacteriana, típicamente del 5% al 10% del material orgánico degradado.
- La lignina no se degrada anaeróbicamente. Compuestos que contienen lignina se degradaran en un grado limitado.
- En un tiempo de retención finito una fracción del material orgánico se perderá en el efluente, típicamente el 10%.
- Usualmente, una parte del material orgánico es inaccesible debido a la unión de partículas o materia orgánica estructural. Esta condición y la anterior son las principales causas de diferencia entre la producción última y la real.
- La inhibición del proceso biológico por inhibidores como amoníaco y ácidos grasos volátiles (AGV) es otro factor que contribuye a que el rendimiento real de metano sea menor que el rendimiento teórico o último (controlado para evitar la inhibición), el cual se obtendría si la inhibición no estuviera presente.

Deublein y Steinhauser (2008) recomiendan que antes de la construcción de una planta de biogás se deben analizar en una prueba de laboratorio y/o en una planta piloto parámetros como:

- a) Temperatura.
- b) Valor de pH y potencial redox.
- c) Materia seca y contenido de agua.
- d) Contenido de materia orgánica seca (pérdida por ignición o incineración), es decir la cantidad de SV.
- e) Degradabilidad del contenido total de ácidos orgánicos e inhibidores.
- f) Contenido total de N, P, K, Mg, S.
- g) Disponibilidad de nutrientes para las plantas, tales como nitratos (NO_3), nitrógeno amoniacal (NH_4), fosfato (P_2O_5), óxido de potasio (K_2O) y magnesio (Mg).
- h) Metales pesados como plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), zinc (Zn) y mercurio (Hg).

- i) Contenido de ácidos grasos de cadena corta, principalmente ácido acético, ácido propiónico, ácido butírico e isobutírico.
- j) Relación C/N.

De acuerdo con Labatut, Angenent y Scott (2011), las características fisicoquímicas como tamaño de partícula y contenido de lignina afectaran, principalmente, la cinética de la hidrólisis, mientras que el pH, el amoníaco no ionizado o la concentración de ácidos grasos (de cadena larga y corta) pueden afectar múltiples etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y/o metanogénesis). Estos autores definen la fracción biodegradable (f_D) de un sustrato como la relación entre la fracción degradable de la demanda química de oxígeno DQO_D (mg/l) y la demanda química de oxígeno total DQO_T (mg/l). La primera puede ser calculada de la producción observada (real) de metano (B_o) y la producción teórica (B_t) igual a 0.35 STP l CH_4 /g DQO. La DQO_T se determina al inicio para cada sustrato.

Como se mencionó anteriormente, la cantidad de biogás y metano que se obtenga de determinado tipo de biomasa depende, además de factores como su composición (contenido de materia orgánica y la proporción entre sus nutrientes), su biodegradabilidad microbiana y de las emisiones previas de metano durante su almacenamiento y antes de introducirse al biodigestor; también depende en gran medida de la manera en que se lleve a cabo el proceso de digestión anaeróbica:

- Tipo de biodigestor: si es de flujo continuo o discontinuo (cantidad y frecuencia de adición del sustrato), si tiene o no retención de biomasa, y si es o no completamente mezclado (además del tipo y frecuencia del mezclado).
- Parámetros de funcionamiento del biodigestor: temperatura, TRH y COV.

Li et al. (2013b) evaluaron el potencial de producción de metano y biodegradabilidad (ensayo BMP) de un amplio rango de sustratos orgánicos (los lignocelulósicos fueron molidos en un molino para poder pasar una malla de 1mm). La composición tanto física como química de éstos se muestra en la tabla 3.7. De acuerdo con estos autores, los estiércoles presentaron la más baja relación SV/ST en comparación con otras materias lignocelulósicas (rastreo de maíz, paja de trigo, paja de arroz, cáscara de arroz y pasto varilla) y residuos de comida (como aceites usados); lo que no es favorable debido a que son deseables altas relaciones de SV/ST para la producción de metano. Los estiércoles presentan una relación SV/ST entre 72.4 % y 75.3 %, mientras que el resto entre 82.4 % y 97 % y entre 83.3 % y 99.9 %, respectivamente. Además, el estiércol animal presenta también la más baja relación C/N (10.6 a 15.8), encontrándose solo el estiércol de cerdo en la relación óptima (15-30).

En la tabla 3.8 se presentan los resultados de producción de metano teórica (B_t) calculada con la fórmula de Buswell y Mueller (1952) en función de la composición orgánica (ecuación 3.15), la producción última (B_u), y la producción de metano observada experimentalmente (B_o). Para poder calcular la producción teórica, la composición bioquímica (mostrada en %ST) se debe pasar a %SV (g/kg SV), para lo cual se debe multiplicar por 1000 y dividir entre la relación SV/ST. Además, el contenido total de carbohidratos se debe calcular sumando la celulosa, hemicelulosa y los carbohidratos no estructurales.

Tabla 3.7. Análisis físico químico de distintas materias primas

Origen	Muestra	Análisis físico				Composición bioquímica (base % ST)							
		ST (%)	SV (%)	SV/ST (%)	C/N	AGV	Proteínas	Lípidos	Carbohidratos estructurales			Carbohidratos no estructurales	Ceniza
									Celulosa	Hemicelulosa	Lignina		
Estiércol de animales	E. de gallina	25.9	19.5	75.3	10.6	0.3	20.5	0	20.0	23.2	1.6	9.7	24.7
	E. de vaca	38.5	28.8	74.8	13.4	0.1	17.0	0	19.5	15.2	17.4	5.6	25.2
	E. de cerdo	30.4	22.0	72.4	15.8	0.2	13.2	0	11.3	27.7	4.3	15.7	27.6
Desechos de cultivos agrícolas	Rastrojo de maíz	84.9	76.9	90.6	54.0	0	5.0	0	42.3	29.8	10.3	3.2	9.4
	Paja de trigo	90.5	77.9	86.1	99.8	0	2.5	0	42.2	27.2	7.6	6.6	13.9
	Paja de arroz	92.9	81.6	84.6	44.1	0	5.6	0	40.5	25.2	10.8	2.5	15.4
	Cascarilla de arroz	90.2	74.3	82.4	103.5	0	2.5	0	41.4	18.0	20.4	0.1	17.6
Residuos verdes y de alimentos	Pasto varilla (switchgrass)	91.3	87.4	95.7	109.0	0	2.5	0	43.1	31.7	11.3	7.1	4.3
	Residuos de cocina	26.3	22.7	86.3	20.3	3.2	16.0	35.5	15.2	9.2	4.3	2.9	13.7
	Desechos de frutas y verduras	3.7	3.3	89.2	13.1	11.9	20.6	0	12.0	5.9	7.9	30.9	10.8
	Aceite usado de origen animal	99.7	99.6	99.9	-	0	0	99.9	0	0	0	0	0.1
	Aceite usado de origen vegetal	99.6	99.5	99.9	-	0	0	99.9	0	0	0	0	0.1
Desechos de jardín		72.5	60.4	83.3	25.9	0	10.0	0	21.0	20.1	10.5	21.7	16.7
Lodo de planta de tratamiento de agua	Inóculo	4.5	2.5	55.6	9.2	-	-	-	-	-	-	-	-

Fuente: Adaptado de Li et al. (2013b)

Tabla 3.8. Producciones teórica, última y real (observada) de distintas materias primas

Origen	Muestra	B_t (ml CH ₄ /g SV)	B_u (ml CH ₄ /g SV)	B_o (ml CH ₄ /g SV)	BD (%)	k (1/d)
Estiércol de animales	E. de gallina	444	321	295	66.4	0.08
	E. de vaca	506	50	51	10.1	0.06
	E. de cerdo	449	321	322	71.6	0.24
Desechos de cultivos agrícolas	Rastrojo de maíz	455	252	241	53.0	0.09
	Paja de trigo	445	268	245	55.0	0.09
	Paja de arroz	460	284	281	61.1	0.15
	Cascarilla de arroz	495	57	49	9.8	0.06
	Pasto varilla (switchgrass)	454	256	246	54.2	0.12
Residuos verdes y de alimentos	Residuos de cocina	695	553	541	77.9	0.18
	Desechos de frutas y verduras	456	356	342	75.0	0.07
	Aceite usado de origen animal	1014	780	776	76.5	0.08
	Aceite usado de origen vegetal	1014	801	811	80.0	0.09
	Desechos de jardín	464	187	183	39.4	0.12

Fuente: Adaptado de Li et al. (2013b)

De acuerdo a estos resultados, después de 30 días de digestión en digestores tipo batch mantenidos a 37 °C (lo que se denominó rendimiento experimental de metano B_o), el aceite vegetal usado mostró el rendimiento más alto de 811 ml CH₄/g SV, mientras que la cáscara de arroz mostró el rendimiento más bajo de 49 ml CH₄/g SV. La biomasa lignocelulósica mostró bajos rendimientos, los cuales estuvieron todos bajo 300 ml CH₄/g SV. Con respecto a la biodegradabilidad (BD), la más alta (80%) y la más baja (9.8%) se obtuvo para aceite vegetal usado y cáscara de arroz, respectivamente. Ésta es definida por estos autores como la relación entre la producción experimental (B_o) y la producción teórica (B_t) de metano: $BD = B_o / B_t$

En la tabla 3.8 también se presentan los valores de la constante de velocidad de primer orden (k), la cual puede ser reemplazada en la ecuación (3.16) (modelo cinético de primer orden), propuesto por otros autores, y así obtener la producción acumulada de metano (ml CH₄/g SV) de cada sustrato de manera bastante aproximada, debido los altos coeficientes de determinación (R^2) encontrados, los cuales van desde 0.897 a 0.997 y están conformes con los valores en la literatura (Li et al., 2013b).

$$B = B_u [1 - \exp(-kt)] \quad (3.16)$$

Según estos autores, la biomasa lignocelulósica muestra una baja producción de biogás y biodegradabilidad, debido a las estructuras complejas de la lignina (la cual no es biodegradable en ambientes anaeróbicos) y otros polisacáridos en la pared celular. Existe una correlación negativa entre el contenido de lignina y la producción observada de metano (B_o), encontrándose que cuando el contenido de lignina de desechos lignocelulósicos y animales supera el 15 % de los SV, éstos presentarán valores muy bajos de producción o rendimiento experimental de metano y BD , tal como lo expresa la ecuación (3.17), la cual fue deducida de la composición de nueve sustratos lignocelulósicos y tres tipos de estiércol (rango de valores que cubre desde aproximadamente 2.5 % a 25 % de lignina respecto a la cantidad de SV).

$$\begin{aligned} B_o(\text{mlCH}_4 / \text{gSV}) &= 374.2 - 12.49 * \text{Lignina}(\%SV) \\ BD(\%) &= 83.6 - 2.86 * \text{Lignina}(\%SV) \end{aligned} \quad (3.17)$$

En la tabla 3.7, presentada por Li et al. (2013b), llama la atención que los estiércoles no presenten lípidos en su composición. Otros valores que llaman la atención son los valores de producción experimental mayor a la producción última para el caso del estiércol de vaca y de cerdo, y para el aceite vegetal usado. Sin embargo, Triolo et al. (2011) trabajando con estiércol de vacuno y porcino, y cultivos energéticos, también encontraron una influencia negativa entre el contenido de lignina con la biodegradabilidad y producción de metano (ver figura 3.9). Similar influencia fue encontrada para el contenido de celulosa pero en menor medida comparada con la lignina.

En estas gráficas se puede apreciar que la pendiente de la regresión lineal es más negativa para cultivos energéticos (-2.58) que para el estiércol animal (-1.40), lo que demuestra que el contenido de lignina afecta al BMP más significativamente en los primeros. Esta pendiente del BMP al contenido de lignina, denominado dependencia de lignina, es mucho más alto para los residuos de cultivos que para el estiércol, ya que la pared celular está protegida por una matriz de lignocelulosa intacta en los cultivos, mientras que en el estiércol animal parte de esta matriz se divide en el interior del animal durante la digestión (Triolo et al., 2011).

Labatut, Angenent y Scott (2011) también analizaron el potencial de metano y biodegradabilidad de sustratos orgánicos tratados tanto individualmente como en co-digestión. Ellos analizan, principalmente, el estiércol vacuno ya que es uno de los sustratos estudiados más a fondo y con mayor frecuencia. En la tabla 3.9 y tabla 3.10 se muestran las composiciones de los sustratos utilizados, tanto los tratados individualmente como las distintas mezclas realizadas con dicho estiércol.

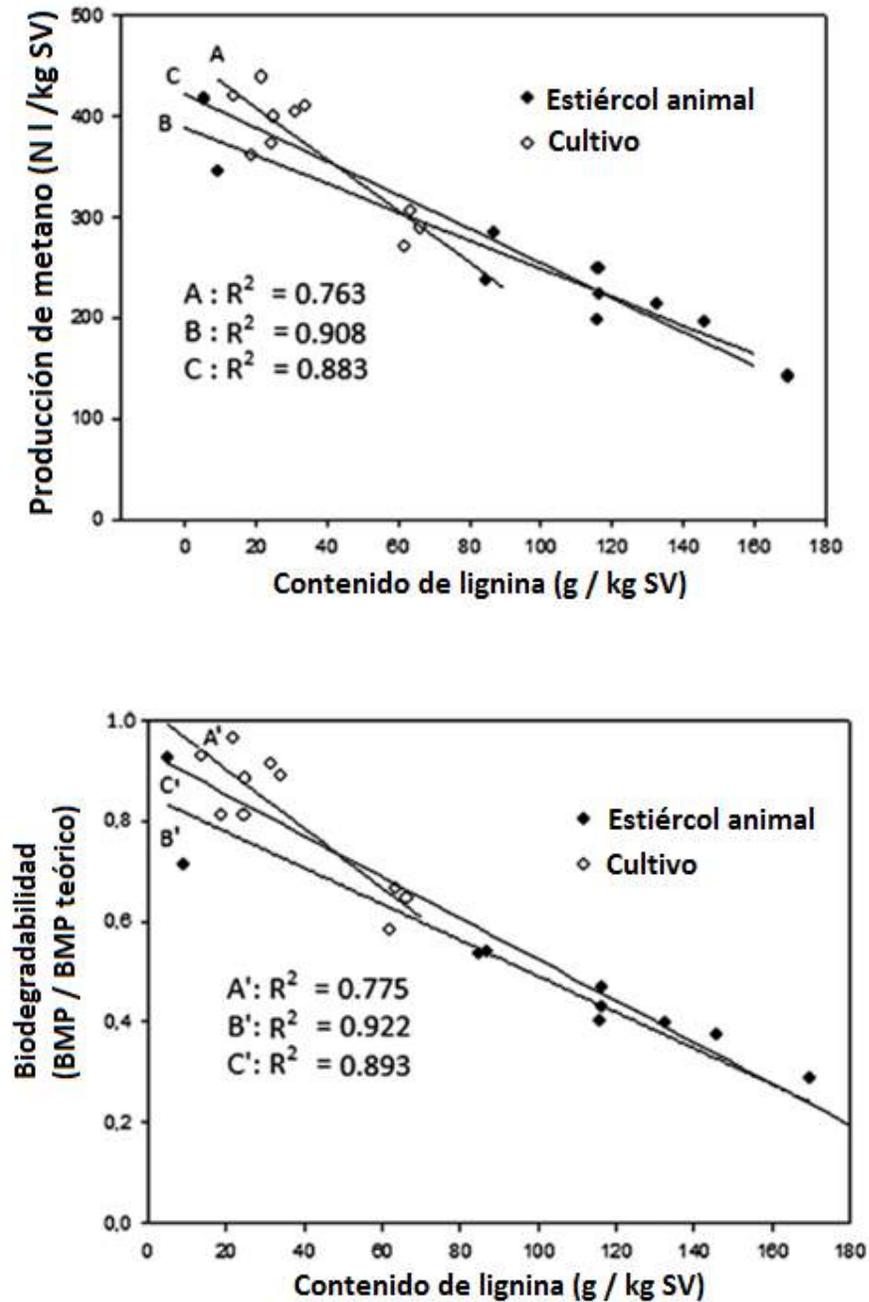


Figura 3.9. Efecto de la concentración de lignina en la producción de metano y biodegradabilidad. Línea de regresión para BMP: A) cultivos energéticos ($y = -2.58x + 460.6$; B) estiércol animal ($y = -1.40x + 388.9$) y C) combinación de ambos ($y = -1.675x + 421.7$). Líneas de regresión de BD: A') cultivos energéticos ($y = -0.0059x + 1.0197$); B') estiércol animal ($y = -0.0033x + 0.8322$) y C') combinación de ambos ($y = -0.0041x + 0.9331$)

Fuente: Triolo et al. (2011)

Tabla 3.9. Características físicas y bioquímicas de sustratos analizados

Origen	Muestra	Relación de mezcla (base de SV)	DQO (g/kg)	ST (g/kg)	SV (g/kg)	SV/ST
Estiércol sin tratar (crudo)	Estiércol de vaca	-	128.9	124.0	102.1	0.79
	Estiércol líquido separado	-	71.0	57.5	40.5	0.57
Residuos de comida	Suero de queso	-	128.3	71.4	59.8	0.53
	Plain pasta	-	934.3	422.6	407.7	0.44
	Meat pasta (pasta de carne)	-	562.8	381.8	340.6	0.61
	Aceite vegetal usado	-	2880.0	991.0	988.8	0.34
	Repollo crudo (completo)	-	90.9	78.6	72.0	0.79
	Papas crudas (completo)	-	261.8	177.4	163.5	0.63
Otros	Pasto varilla (switchgrass)	-	706.7	930.1	904.9	0.68
	Ensilaje de maíz	-	No determinado	217.3	200.7	0.91
	Grasas y aceites en suspensión	-	600.1	267.2	229.7	0.38
	Grasas y aceites sedimentados	-	290.0	128.4	112.6	0.39
Codigestión (E=Estiércol de vaca)	E:Suero de queso	90:10	103.2	83.2	68.4	0.82
	E:Suero de queso	75:25	100.3	68.5	57.7	0.84
	E:Plain pasta	90:10	158.5	132.0	116.7	0.88
	E:Plain pasta	75:25	293.6	222.5	211.4	0.95
	E:pasta de carne	90:10	151.2	101.9	89.8	0.88
	E:pasta de carne	75:25	233.0	148.5	136.9	0.92
	E:Aceite vegetal usado	75:25	922.0	263.6	235.4	0.89
	E:papas	75:25	122.0	134.4	114.3	0.85
E:switchgrass	75:25	413.6	308.0	284.4	0.92	

Fuente: Adaptado de Labatut, Angenent y Scott (2011)

Tabla 3.10. Composición química de sustratos en estudio (base % SV)

Origen	Muestra	Relación de mezcla (base de SV)	AGV	Proteína	Lípidos	Hemicelulosa	Celulosa	Lignina	Azúcares, almidón, pectina
Estiércol sin tratar (crudo)	Estiércol de vaca	-	3.50	5.7	16.1	9.6	32.6	13.8	16.5
	Estiércol líquido separado	-	No determinado						
Residuos de comida	Suero de queso	-	0	13.4	5.7	0		0	80.9
	Plain pasta	-	0	16.5	3.4	0		0	80.1
	Meat pasta (pasta de carne)	-	0	19.3	14.0	0		0	66.7
	Aceite vegetal usado	-	0	0	100	0		0	0
	Repollo crudo	-	0	17.8	1.4	0	36.2	0	44.6
	Papas crudas	-	0	10.5	0.8	0	9.5	0	79.2
Otros	Pasto varilla (switchgrass)	-	0	0.7	0	42.2	48.8	8.3	0
	Ensilaje de maíz	-	0	13.8	5	0.91	11.5	0	69.7
	Grasas y aceites en suspensión	-	0	0	100	0.38	0	0	0
	Grasas y aceites sedimentados	-	0	0	100	0.39	0	0	0
Codigestión (E=Estiércol de vaca)	E:Suero de queso	90:10	3.2	6.5	15.1	10.5	29.4	12.5	23.0
	E:Suero de queso	75:25	2.6	7.6	13.5	8.8	24.5	10.4	32.6
	E:Plain pasta	90:10	3.2	6.8	14.9	10.5	29.4	12.5	22.9
	E:Plain pasta	75:25	2.6	8.4	13.0	8.8	24.5	10.4	32.4
	E:pasta de carne	90:10	3.2	7.0	15.9	10.5	29.4	12.5	21.5
	E:pasta de carne	75:25	2.6	9.1	15.6	8.8	24.5	10.4	29.1
	E:Aceite vegetal usado	75:25	2.6	4.3	37.1	8.8	24.5	10.4	12.4
	E:papas	75:25	2.6	6.9	12.3	8.8	26.8	10.4	32.2
E:switchgrass	75:25	2.6	4.4	12.1	19.3	36.7	12.4	12.4	

Fuente: Adaptado de Labatut, Angenent y Scott (2011)

En la figura 3.10 se muestran los datos de producción de metano obtenida en base al protocolo BMP propuesto de Owen et al. (1979), con una temperatura de 35 °C y un tiempo de digestión mantenido hasta que la curva de producción acumulada alcanzó la fase estacionaria, usualmente después de 30 días. De acuerdo con ellos, la producción observada promedio de metano (STP) del estiércol, basada en un total de 47 ensayos BMP individuales de muestras tomadas de seis diferentes granjas lecheras en diferentes épocas del año, son bastante comparables con otros estudios realizados en modo discontinuo y CSTR, los cuales van de 227 a 241 ml CH₄/g SV_{agregados}. De este estudio, se pueden resaltar las siguientes conclusiones:

- Los sustratos muy ricos en lípidos y carbohidratos fácilmente degradables exhiben el mayor potencial de metano. En cambio, los materiales lignocelulósicos (más recalcitrantes) presentan las más bajas producciones.
- La co-digestión de estiércol de vacas lecheras con sustratos fácilmente degradables aumenta los rendimientos de biometano cuando se compara con la digestión de estiércol sólo.
- Los sustratos ricos en lípidos son fácilmente degradables (en su mayoría ácidos grasos de cadena corta), pero son propensos a producir inhibición bioquímica debido a la acumulación de ácidos grasos de cadena larga procedentes de la hidrólisis de lípidos neutros. Por lo tanto, el factor limitante de la biodegradabilidad en este caso se atribuye a la acumulación de dichos ácidos grasos y a la inhibición producida, en lugar de la materia recalcitrante como en el caso del estiércol vacuno, donde la matriz lignocelulósica es el principal responsable de su baja biodegradabilidad.
- Mientras menor es la biodegradabilidad del sustrato, la producción teórica de metano se aleja más de la producción que se obtiene experimentalmente. Por tanto, se puede usar la biodegradabilidad para que la estimación teórica se aproxime más a la producción real.

Como se puede notar debido a la diversidad de residuos orgánicos y diversas formas de tratamiento para la producción de biogás, existen diversos reportes de rendimiento en metano para determinados tipos de biomasa, lo que hace muchas veces difícil comparar los valores. En la tabla 3.11, a modo de guía general, resume los valores típicos de rendimiento de metano para diferentes sustratos utilizados en plantas de biogás en Dinamarca. En la tabla 3.12 se presentan los valores para desechos industriales y de la fracción orgánica de los residuos municipales. En ambas tablas se confirman las afirmaciones realizadas anteriormente con respecto al potencial de producción de biogás de los diversos tipos de materia orgánica.

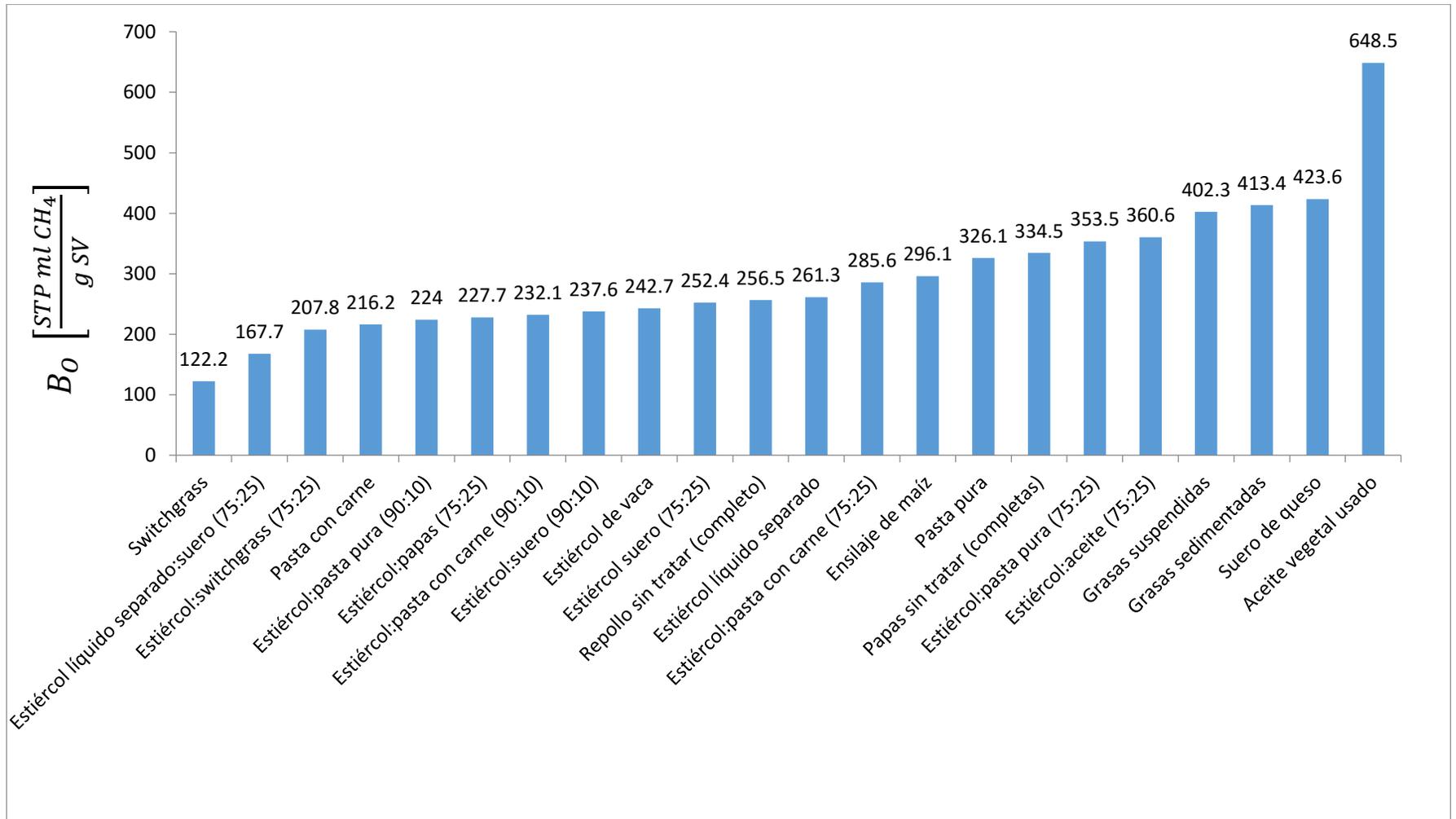


Figura 3.10. Rendimiento específico promedio de metano de diferentes sustratos

Fuente: Adaptado de Labatut, Angenent y Scott (2011)

Tabla 3.11. Desechos usados en plantas de biogás danesas y su rendimiento en metano

Origen	Desecho	SV (kg/t)	Rendimiento de metano (STP m³/kg SV)	Rendimiento de metano (STP m³/ m³)
Desechos animales	Estiércol de cerdos	48	0.29	13.9
	Estiércol de vacunos	64	0.21	13.4
	Desechos de estómago e intestinos (cerdos y vacunos)	150 – 200	0.40 – 0.46	-
	Estiércol de gallinas	40	0.30	12.0
Paja	Paja de centeno	855	0.36	-
	Paja de cebada	846	0.20	-
	Granos no alimenticios	731	0.18	-
	Cebada verde (ensilaje)	310	0.38	-
	Paja de trigo	873	0.15	-
	Heno	824	0.28	
	Fango o lodo flotante	130-180	0.54	70-100
Desechos industriales	Fango concentrado de depuradora de aguas residuales	150 – 200	0.25 – 0.35	50 – 70
	Harina de carne y huesos	565	0.57	325
	Aceite de pescado	800 – 850	0.60 – 0.80	480 – 680
	Melaza	630	0.31	190
	Vinaza	480	0.15	75
Desechos domiciliarios	Clasificados en origen	255	0.40	102

Fuente: Angelidaki y Ellegaard (2003)

Tabla 3.12. Potenciales de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria y de la fracción orgánica de residuos municipales

Tipo	Contenido orgánico	SV (%)	Producción biogás (m³/t residuo)
Intestinos + contenidos	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Fangos de flotación	65-70% proteínas, 30-35% lípidos	13-18	90-130
BBO (tierras filtrantes de aceites, con bentonita)	80% lípidos, 20% otros orgánicos	40-45	350-450
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/ margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1.000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110
FORSU separada en origen	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	20-30	150-240

Fuente: PSE PROBIOGAS (2009)

3.7 Producción de biogás y metano a partir del estiércol de animales

Las deyecciones ganaderas deben ser manejadas con adecuadas técnicas que minimicen los riesgos sanitarios y los impactos ambientales (emisiones a la atmósfera de gases como metano y óxido nitroso, dispersión de olores y daños en aguas y suelos por concentración de amoníaco y nitratos).

La aplicación de la digestión anaeróbica del estiércol animal es un sistema de manejo y tratamiento de estos desechos que está ganando popularidad como un medio para proteger el medio ambiente y reciclar de manera eficiente los desperdicios generados de las actividades agropecuarias. El tratamiento anaeróbico de manera controlada degrada el

material orgánico de manera eficiente, sin la liberación de compuestos que producen olores desagradables y representan un peligro para la salud de las personas, además de la recuperación y valorización energética del metano emitido de la descomposición natural del estiércol. Los nutrientes, como el nitrógeno, fósforo y potasio, se conservan en el efluente para su reciclaje o reuso en la próxima cosecha.

El estiércol animal contiene altas concentraciones lignocelulósicas porque este consiste de residuos procedentes de su alimento, del cual los animales toman los compuestos fácilmente degradables, por lo que la biomasa excretada contiene, principalmente, los componentes que se degradan lentamente. Por tanto, el potencial de metano a partir de estiércol proviene de la digestión de sus componentes orgánicos de las heces, tales como carbohidratos, proteínas y lípidos. De acuerdo a lo visto anteriormente, las grasas (lípidos) son las que más metano producen, mientras que las proteínas son las que aportan el particular olor de descomposición, por su aporte de hidrógeno sulfurado (ver tabla 3.13).

Tabla 3.13. Composición del gas obtenido tras un proceso de descomposición anaeróbico

	CH ₄	CO ₂	NH ₃	H ₂ S
Carbohidratos (glucosa)	50%	50%	-	-
Grasas (tripalmitina)	71%	29%	-	-
Proteína (promedio)	38%	38%	18%	6%

Fuente: Kaise, Bas y Gronauer (2002)

De acuerdo con el IPCC (2006), los principales factores que influyen en las emisiones de CH₄ al ambiente del estiércol, en el cual se incluye la bosta y la orina (parte sólida y líquida, respectivamente), son la cantidad de estiércol que se produce y la porción que se descompone anaeróbicamente. La primera depende de la tasa de producción de desechos por animal (kg estiércol fresco /día) y de la cantidad de animales, mientras que la segunda depende de cómo se gestiona el estiércol. Este organismo compara las dos maneras en las que se maneja el estiércol:

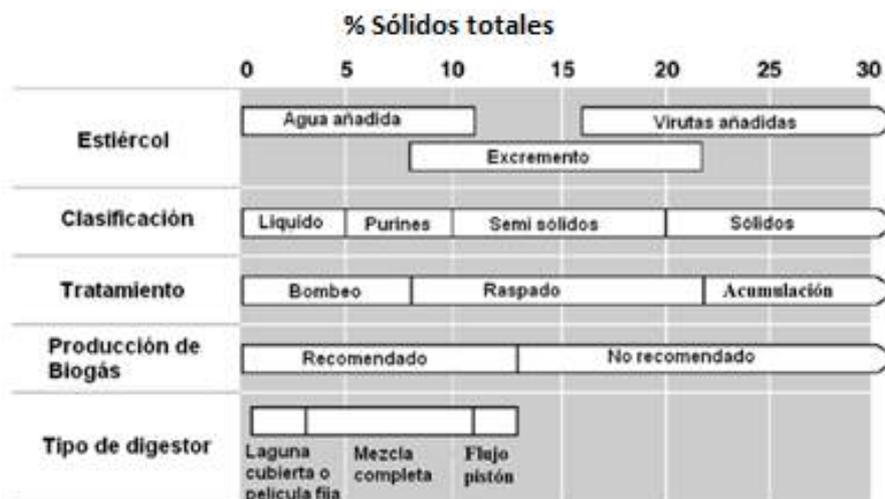
- Cuando se almacena o se procesa como líquido produce una cantidad significativa de CH₄. Aquí la temperatura y el tiempo de retención de la unidad de almacenamiento son factores que inciden significativamente en esta cantidad.
- Cuando se maneja como sólido (p. ej. en parvas o pilas) o cuando se deposita directamente en pasturas y prados, tiende a descomponerse en su mayoría bajo condiciones aeróbicas, por lo que produce menos CH₄.

Las instalaciones de crianza intensiva de animales pueden manejar el estiércol de diversas formas. El estiércol animal fresco o recién excretado (sin ningún procesamiento) con un contenido en sólidos entre un 8 y 25 %, dependiendo del tipo de animal, puede ser recogido, almacenado y utilizado (de manera directa o indirecta), ya sea en forma líquida, de lodos, semisólida o sólida (EPA, 2004):

- **Estiércol líquido:** el estiércol ha sido diluido con un contenido de sólidos menor al 5%. Éste puede ser bombeado a los tanques de tratamiento y almacenamiento, estanques, lagunas u otras estructuras adecuadas, antes de su posible aplicación al suelo. Este tipo de estiércol puede ser utilizado para recuperar biogás en climas cálidos mediante lagunas anaeróbicas, mientras que en climas fríos la recuperación de biogás se limita, generalmente, a la quema de gas para el control de olores.
- **Purines:** el estiércol, diluido con cierta cantidad de agua, es manejado como una suspensión con un contenido de sólidos de entre 5 a 10%. Consisten en deyecciones fluidas procedentes de los alojamientos y aguas de limpieza de éstos. Se suele identificar con las deyecciones porcinas, y con los problemas de contaminación que originan en las explotaciones intensivas que no disponen de terreno suficiente para su aplicación agronómica. Este estiércol puede ser utilizado para la producción de biogás dependiendo de los factores climáticos y de dilución.
- **Estiércol semisólido:** presenta un contenido de sólidos entre 10 a 20 %. No se añade agua, y el estiércol se almacena típicamente hasta que se esparce sobre los campos locales. Se origina típicamente por raspado. Este tipo de estiércol se puede utilizar para la producción de biogás en todos los climas, ya que se puede calentar para promover el crecimiento bacteriano.
- **Estiércol sólido:** con un contenido de sólidos superior al 20%, este estiércol es el que queda en potrero donde es depositado por los animales o es dejado secar después de ser recogido. Éste no es adecuado para la recuperación de biogás. Dentro de este tipo se encuentra la gallinaza proveniente de las granjas avícolas, consistente en la mezcla de deyecciones sólidas y líquidas, restos de alimentos, y plumas y huevos rotos.

En la figura 3.11 se muestran las características del estiércol y los sistemas de manipulación, los cuales son apropiados para distintas tecnologías de producción de biogás.

Figura 3.11. Características del estiércol animal y sistemas de manejo para la producción de biogás



Fuente: EPA (2004)

La utilización de estiércol animal y purines como una materia prima para la digestión anaeróbica presenta ventajas como su contenido natural de bacterias anaeróbicas, su alto contenido en agua, su contenido en materiales orgánicos más fácilmente degradables, como proteínas y lípidos, en comparación con otros productos agrícolas, y el poder utilizar el efluente como un abono orgánico. Además, el estiércol a diferencia de otra materia orgánica se puede utilizar directamente en el biodigestor y no necesita ser seleccionado o adecuado como la materia orgánica presente en los desechos domésticos.

Como desventajas, los estiércoles son muy heterogéneos, están compuestos por diversos materiales sólidos y sustancias solubles (estiércol, orina, restos de alimentos, paja, pelos, etc.), por lo cual la descomposición de estos materiales no es uniforme, ni rápida. Además, presentan alto contenido de biofibras lignocelulósicas (tres biopolímeros: celulosa, hemicelulosa y lignina), entre 40% a 50% de los ST, tal como se mostró en puntos anteriores. La lignina (principal compuesto de la madera y pajas), que para ambientes anaeróbicos es un compuesto casi inerte, además de ser muy difícil de descomponer, también protege a las estructuras vegetales del ataque de las bacterias.

Los valores de rendimiento en biogás de los estiércoles presentan grandes diferencias. Esto es debido al sinnúmero de factores que pueden intervenir en el proceso (desde la recolección de la biomasa hasta su manejo en el digestor), lo que hace muy difícil la comparación de resultados. Una de las primeras dificultades encontradas es que el volumen de estiércol, producido por las distintas especies de animales, varía de acuerdo a factores como la raza, etapa de crecimiento, peso del animal, tipo de alimentación y manejo (actividad física) de los mismos. Otra dificultad, es la composición variable de los estiércoles (diferente % de ST y SV) que incluso puede variar por el tipo de clima (seco o húmedo) y por procesos de degradación previos a su utilización en el digestor, lo que dificulta aún más una estimación exacta del potencial de biogás que se puede generar con determinada cantidad de animales. También influyen los errores en la determinación de los ST y SV.

Dentro de los tres tipos de animales más comunes (gallinas, cerdos y vacas), el estiércol vacuno es el que menor biogás produce por kg de desecho, mientras que la gallinaza es la que más biogás produce debido a su alto contenido en ST, y por tanto en SV por kg de desecho (ver tabla 3.14). Nótese que el % de MV con respecto a la MS es similar en todos los estiércoles (entre 70% y 80 %).

El bajo rendimiento del estiércol vacuno se debe a su baja biodegradabilidad porque su alimentación consiste básicamente de cultivos fibrosos como los pastos, por lo que este estiércol presenta más lignina de difícil descomposición. Además, en estos animales el estiércol excretado es ya un residuo de un proceso anaeróbico (donde se produjo biogás) denominado fermentación entérica, que ocurre en el rumen o pre estómago; razón por la que se les llama animales rumiantes. La ventaja de este tipo de animales, es su considerable mayor producción de estiércol al día, por lo que se requiere un menor número de animales para lograr determinada producción diaria de biogás (ver tabla 3.15). En la tabla 3.16 se presentan valores de producción de estiércol diario de acuerdo a las edades de los animales, notándose que mientras más grande es el animal las diferencias son mucho mayores.

Tabla 3.14. Características físicas y rendimiento de biogás típicos del estiércol animal

Sustrato	Materia seca (MS) (%)	Materia Volátil (MV) (%MS)	MV (%)	m ³ biogás /t sustrato húmedo	m ³ biogás/t MV	% CH ₄
Estiércol de vaca	8 - 11	75 - 82	6 - 9	20 - 30	200 - 500	60
Majada de vaca	25	68 - 76	17 - 19	40 - 50	210 - 300	60
Estiércol de cerdo	20 - 25	75 - 80	15 - 20	55 - 65	270 - 450	60 - 70
Purín de cerdo	7	75 - 86	5 - 6	20 - 35	300 - 700	60
Gallinaza	32 - 35	63 - 80	20 - 28	70 - 95	350 - 550	60

Fuente: Adaptado de Moncayo (2013)

Dónde: Estiércol son los desechos animales mezclados con orines, la majada es el estiércol sin orines ni aguas de lavado de pisos y el purín es el estiércol mezclado con las aguas de lavados de pisos.

Tabla 3.15. Cantidad de estiércol producido por distintos animales y su rendimiento en gas

Especie	Peso vivo	kg estiércol/día	l CH ₄ /kg SV	% CH ₄
Cerdos	50	4.5 - 6	340 - 550	65 - 70
Vacunos	400	25 - 40	90 - 310	65
Equinos	450	12 - 16	200 - 300	65
Ovinos	45	2.5	90 - 310	63
Aves	1.5	0.06	310 - 620	60
Caprinos	40	1.5	110 - 290	--

Fuente: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Castelar

Tabla 3.16. Deyecciones de bovinos, cerdos y aves

ANIMAL	EDAD (MESES)	DEYECCIONES PRODUCIDAS (ORINA + HECESES KG/DÍA)
Ternero	3-6	7
Vaca	24+	23
Vaca lechera	24+	45

Deyecciones de cerdos (orinas + heces)

ANIMAL	PESO (KG)	DEYECCIONES PRODUCIDAS (ORINA + HECESES KG/DÍA)
Luchón	15	1.04
Cerdo	125	4.03
Padrillo	100	4.09

Deyecciones de aves

TIPO DE AVE	PESO (KG)	DEYECCIONES PRODUCIDAS
Ponedora	1.8	0.10
Parrillero	0.9	0.06

Fuente: Rodríguez (2002)

3.7.1 Elección del % de ST y la cantidad de agua necesaria

Después de haber elegido al digester de flujo pistón, en este punto se escogen las mezclas adecuadas de estiércol y agua, para garantizar la adecuada cantidad de sólidos totales dentro del digester, lo que posteriormente nos permitirá encontrar el volumen adecuado de éste y su TRH.

Como se pudo apreciar en la tabla 3.14, en las excretas de animales, el contenido de SV está alrededor de 70 a 80% de los ST y la cantidad de éstos varía entre 15%-30% del total. Como se mencionó en el capítulo 1, para la aplicación de la digestión anaeróbica es recomendable un nivel de sólidos entre un 8% y 12%, lo que también se puede verificar en la figura 3.11, por lo que las excretas deben ser mezcladas con agua antes de llevarlas al digester. Para determinar el volumen de agua necesario, por kg de materia, que se debe agregar a un sustrato con % $ST_{sustrato}$ para obtener una mezcla con un % $ST_{deseado}$, se puede emplear la siguiente fórmula, asumiendo la densidad del agua 1 kg/l:

$$\text{Litros de agua (l)} = \frac{\% ST_{sustrato}}{\% ST_{deseado}} - 1 \quad (3.18)$$

Siguiendo la ecuación (3.18), en la tabla 3.17 se presentan valores promedio de ST para diferentes estiércoles y la cantidad de agua necesaria por kg de esta materia para obtener una mezcla de agua – estiércol con 8% de ST (% $ST_{deseado}$). Nótese que los porcentajes de masa seca del estiércol de cerdo y de vaca son similares, tal como se mostró también en la tabla 3.14. Al determinar el % ST y la cantidad de agua en la mezcla estiércol – agua, la concentración del afluente (c_0), uno de los principales parámetros para dimensionar el digester tal como se mencionó en el capítulo 1, también queda determinado.

Tabla 3.17. Contenido promedio de ST de diversos estiércoles animales y volumen de agua necesario

Origen del estiércol	ST (%)	Litros de agua por kg de desecho para obtener 8% de ST (l/kg)
Vacas	20	1.5
Caballos, bueyes y mulas	25	2.1
Cerdos	18	1.3
Ovejas	32	3
Gallinas	44	4.5

Fuente: Soluciones Prácticas - ITDG

El volumen de biogás o metano alcanzado del potencial último del estiércol depende, tal como se mencionó en puntos anteriores, del modo en que se lleve a cabo la digestión anaeróbica, principalmente del tipo de biodigester, su temperatura de funcionamiento, su TRH, su COV y la presencia de inhibidores. En los puntos siguientes, se discute la influencia de estos parámetros de funcionamiento sobre la producción de metano (productividad diaria total por kg de SV y productividad volumétrica diaria por m³ de

biodigestor), la cual representa una tendencia general, independiente del tipo o diseño del biodigestor.

3.7.2 Rendimiento último de metano y determinación de la temperatura y TRH adecuados para la operación de un digestor

Anteriormente se dijo que la producción última de metano (B_u) representaba la cantidad máxima de este gas que se puede lograr por la digestión anaeróbica de una cantidad determinada de sustrato (l CH₄/ g SV agregados). Para determinada muestra el B_u es el mismo, independientemente de la temperatura (10 a 60°C) en la cual se mide, siempre y cuando se dé el tiempo necesario para completar la degradación de ésta.

La temperatura afecta, principalmente, en la tasa de descomposición bacteriana. Es por esto que, a mayores temperaturas, se necesitan menores tiempos de digestión (TRH). La ecuación de van't Hoff – Arrhenius describe la influencia de la temperatura en la constante de velocidad (o cinética) de un proceso biológico o reacción química. Esta relación (ecuación 3.19) es utilizada típicamente para predecir el rendimiento de diversas reacciones biológicas a una temperatura en función del rendimiento a una temperatura conocida (Safley y Westerman, 1990).

$$k_2 = k_1 \exp \left[\frac{E_A(T_2 - T_1)}{RT_2T_1} \right] \quad (3.19)$$

Dónde: k_1 = constante de velocidad de reacción a la temperatura T_1

k_2 = constante de velocidad de reacción a la temperatura T_2

E_A = constante de energía de activación (J/mol)

R = constante universal de los gases (8.314 J/K.mol)

T = temperatura absoluta (K)

Hashimoto (1982) reportó que la temperatura es el principal factor que afecta la máxima tasa de crecimiento específico de los microorganismos (μ_m) de acuerdo con la ecuación (3.20). En este mismo artículo, se afirma que el B_u , para una misma especie y raza de animal, varía por la “edad” del estiércol (estiércoles muy frescos reportan valores mayores), e incluso varía con la edad del animal. Así por ejemplo, el estiércol procedente de un vacuno viejo tiene mayores rendimientos de gas porque este animal es menos eficiente en la digestión o uso de su alimento (Hashimoto, 1982).

$$\mu_m (\text{día}^{-1}) = 0.013T - 0.129 \quad (3.20)$$

Møller, Sommer, y Ahring (2004) también afirman que la producción última de metano puede ser afectada por varios factores, incluyendo:

1. Especie, raza y etapa de crecimiento de los animales.
2. Alimentación (dieta del animal).

3. Cantidad y tipo de materia de asiento del estiércol.
4. Procesos de degradación durante el pre – almacenamiento.

De acuerdo con lo anterior, es de entender que los valores para B_u variarán de autor a autor, principalmente debido a las diferencias en las dietas de los animales y en los métodos BMP utilizados. El rendimiento último de metano para estiércol vacuno está entre 0.13 a 0.285 m³/kg SV, mientras que para estiércol porcino entre 0.27 y 0.36 m³ /kg SV (Alvarez, Villca y Lidén, 2006). Safley y Westerman (1990) resumieron los valores de B_u encontrados por distintos autores para los tres tipos de animales (cerdos, gallinas y vacas), haciendo hincapié en la influencia de su alimentación (ver tabla 3.18). La producción volumétrica de metano (l CH₄ / m³ estiércol) es afectada por los mismos factores que la producción última de metano, pero también es influenciado por la cantidad de desperdicio mezclado y la cantidad de agua utilizada (Møller, Sommer, y Ahring, 2004).

Tabla 3.18. Valores reportados de B_u para estiércol animal

Tipo de animal	Ración	B_u (m ³ CH ₄ /kg SV _{agregados})	Referencia
Cerdo	A base de maíz, ración de alta energía	0.52	Kroeker et al. (1979)
Cerdo	A base de maíz, ración de alta energía	0.48	Stevens and Schulte (1979)
Cerdo	A base de maíz, ración de alta energía	0.48	Hashimoto (1984)
Cerdo	A base de maíz, ración de alta energía	0.47	Chen (1983)
Cerdo	A base de maíz, ración de alta energía	0.45	Fischer et al. (1975)
Cerdo	A base de maíz, ración de alta energía	0.44	Iannotti et al. (1975)
Cerdo	A base de cebada	0.36	Summers and Bousfiled (1980)
Vacunos de carne	A base de maíz, ración de alta energía; estiércol recogido de concreto	0.33	Hashimoto et al. (1981b)
Vacunos de carne	7% a base de ensilado de maíz, 87.6% maíz; estiércol recogido del suelo	0.29	Hashimoto et al. (1981a)
Vacunos de carne	91.5% a base de ensilado de maíz, 0% maíz; estiércol recogido del suelo	0.17	Hashimoto et al. (1981a)
Aves enjauladas	A base de granos	0.39	Hill (1982a)
Vacas lecheras	58-68 % ensilaje	0.24	Morris (1976)
Vacas lecheras	72% de forraje (fibra celulósica)	0.17	Bryant et al. (1976)

Fuente: Safley y Westerman (1990)

Con respecto a la biodegradabilidad, para los tres principales tipos de estiércoles analizados, el que tiene menor biodegradabilidad es el de ganado vacuno, mientras que el de cerdos y gallinas tienen valores similares, siendo ligeramente mayor la del cerdo. En la tabla 3.19 se presenta, a modo de resumen, los valores de biodegradabilidad (BD) reportados por los diferentes autores mencionados en este capítulo. Dado que la definición de BD está relacionada con la B_u , entonces también se verá afectada por los mismos factores mencionados anteriormente.

Tabla 3.19. Valores de BD para el estiércol reportados por diferentes autores

Tipo de animal		Definición de BD	Valor de BD (%)	Referencia
Vacunos	De carne (confinados)	$\frac{g\ SV_{destruidos}}{g\ SV_{agregados}}$	65	Hill (1983a)
	De carne	$(a\ TRH \rightarrow \infty)$	56	
	De leche		36	
	De leche	$\frac{B_o}{B_t}$	10.1	Li et al. (2013b)
	De leche	$\frac{g\ DQO_D}{g\ DQO_T}$	55	Labatut, Angenent y Scott (2011)
Porcinos		$\frac{g\ SV_{destruidos}}{g\ SV_{agregados}}$	90	Hill (1983a)
		$(a\ TRH \rightarrow \infty)$		
		$\frac{B_o}{B_t}$	71.6	Li et al. (2013b)
Aves		$\frac{g\ SV_{destruidos}}{g\ SV_{agregados}}$	87	Hill (1983a)
		$(a\ TRH \rightarrow \infty)$	70	
		$\frac{B_o}{B_t}$	66.4	Li et al. (2013b)

Fuente: Elaboración propia

El TRH con que funciona un digestor depende de su temperatura y del tipo de sustratos. Mientras mayor es la temperatura, mayor es la actividad bacteriana y menor será el TRH. A una temperatura determinada, el TRH debe elegirse idealmente cuando la producción acumulada de metano empieza su fase estacionaria, tal como se aprecia en la figura 3.12. Esto se hace porque no tiene sentido mantener la mezcla dentro del digestor por un día más, y por consiguiente aumentar el volumen y costo del digestor, cuando el aumento en la reducción de SV (por consiguiente, en la producción de biogás) ya no es significativo, por ejemplo, cuando es menor al 0.5% (Hill, 1983b).

El tiempo de retención para la digestión anaeróbica varía según el tipo de estiércol. De acuerdo con la tabla 3.8, el estiércol de cerdo tiene una constante cinética ($k = 0.24$) significativamente mayor que los otros dos estiércoles, los cuales poseen valores bastante similares ($k = 0.06$ y $k = 0.08$ para el estiércol de gallina y de vaca, respectivamente). Esto quiere decir que, de acuerdo con la ecuación (3.16), durante la digestión anaeróbica del

estiércol de cerdo, la producción acumulada de metano tiende más rápidamente (en menos días) a su valor máximo (*Bu*). Mientras que los otros dos estiércoles tenderán a su valor último con un mayor y similar tiempo. Esto se expresa en que los TRH sean similares para el estiércol de gallina y vaca, mientras que para el estiércol de cerdo se necesitan menores valores. Además, de acuerdo con Hill (1983b), a pesar de que estos dos estiércoles tienen similares biodegradabilidades, el estiércol avícola tiene una naturaleza más inhibitoria en comparación con el porcino; es decir, el potencial de generación de ácido de los desechos avícolas es casi tres veces el de los desechos porcinos (0.20 g AGV por g de SV contra 0.07), por lo que se requieren mayores TRH o bajas cargas orgánicas por volumen de digester (menores COV), por la relación: $TRH = c_o / COV$. Sería ideal el poder determinar el tiempo de retención para cada desecho cuando curva de producción acumulada de metano, para determinada temperatura, empieza su estado estacionario, tal como se mostró en la figura 3.12. Sin embargo, debido a la influencia de muchos factores y a dificultades operacionales de un digester a escala real, existen rangos típicos para los TRH en la digestión de estos estiércoles (ver tabla 3.20).

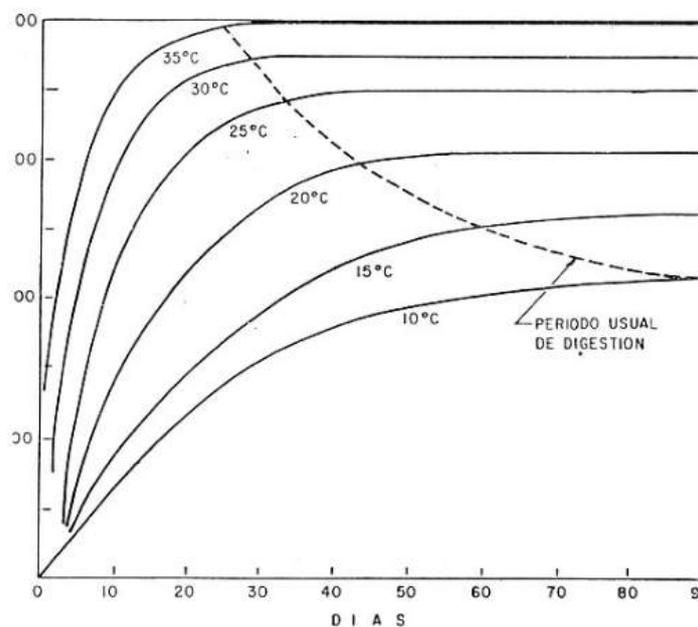


Figura 3.12. Curvas típicas de producción de biogás a diferentes temperaturas y periodos de digestión

Fuente: Soluciones Prácticas – ITDG

Tabla 3.20. TRH usualmente utilizados en la digestión de estiércoles

²⁵ Sustrato	T _r (temperatura mesofílica: 25 a 40 °C)
Estiércol vacuno líquido	20-30 días
Estiércol porcino líquido	15-25 días
Estiércol aviar líquido	20-40 días

Fuente: INTA – Castelar

3.7.3 Influencia y selección de la COV

En el capítulo 2 se vio que una vez determinado el TRH, el volumen del útil del digestor puede ser determinado multiplicando dicho valor (en días) por el volumen de mezcla estiércol – agua que se dispone al día (Q afluente en $m^3/día$). Este último queda determinado por el nivel de ST (usualmente entre el 8% y 12%) y el volumen de agua agregada. Una manera de determinar el TRH es eligiéndolo directamente en función del sustrato y temperatura sin tener en cuenta la carga orgánica agregada, tal como se hizo en el punto anterior. Otra forma de calcularlo, de una manera más adecuada, es por medio de la COV o también llamada tasa de carga orgánica volumétrica, o simplemente velocidad o régimen de carga (en $kg\ SV/m^3\ V_L\ digestor.\ día$ o $kg\ ST/ m^3\ V_L\ digestor.\ día$), la cual está en función de la temperatura. Esta manera de determinar el TRH por medio de la COV se basa en el funcionamiento estacionario de un digestor diariamente alimentado (como el caso de los digestores rurales), y no en ensayos en discontinuo, tal como se mostró en el punto anterior.

Safley y Westerman (1990) determinaron la necesidad de disminuir la COV con la disminución de la temperatura para una operación exitosa de un digestor. Ellos encontraron una ecuación que permite estimar una COV_2 y T_2 para un digestor 2, en base a la COV_1 y T_1 de funcionamiento de un digestor 1 (véase ecuación 3.21). De esta manera, se logra que el segundo digestor tenga un rendimiento de metano ($m^3\ CH_4/kg\ SV$ agregados) similar al primero. Así por ejemplo, basados en las tasas orgánicas típicas de digestores operando a $35\ ^\circ C$ ($1 - 3\ kg\ SV/m^3\ digestor.día$), un digestor operando a $25\ ^\circ C$ deberá tener una COV entre 0.4 y 1.1 $kg\ SV/m^3\ digestor.día$. En la tabla 3.21 se muestran los resultados obtenidos en digestores de laboratorio operando con estiércol avícola (recogido de jaulas) en temperaturas psicrófilas y mesófilas, nótese el aumento en la COV con el aumento de la temperatura para lograr un rendimiento de metano superior a 0.23.

$$\frac{COV_2}{COV_1} = e^{0.1(T_2 - T_1)} \quad (3.21)$$

Con respecto a la aplicación de la ecuación (3.21), Safley y Westerman (1994) experimentando con estiércol vacuno y porcino también encontraron una operación exitosa (con pocas señales de inestabilidad) de digestores con COV de 0.1 y 0.2 $kg\ SV/m^3.día$, en el rango de temperaturas de 10 a $23\ ^\circ C$. Otro autor que reportó la necesidad de disminuir la COV con la disminución de la temperatura (de acuerdo con la ecuación 3.21), es Linke (1997). Este autor, experimentando con purines de vacuno y porcino, reportó que a bajas COV o largos TRH el rendimiento de metano es similar a $24\ ^\circ C$ y $35\ ^\circ C$ (alrededor de 0.3 l $CH_4/g\ SV$ para el de vacuno y 0.12 l $CH_4/g\ SV$ para el de porcino).

Tabla 3.21. Condiciones de operación óptima (rango mesofílico y termofílico) para estiércol de gallinas ponedoras en jaula

Temperatura (°C)	COV (kg SV / m ³ . día)	B (m ³ CH ₄ / kg SV)
14	0.15	0.24
18	0.28	0.28
19	0.44	0.23
	0.45	0.23
	0.38	0.20
20	0.40	0.21
	0.47	0.38
21	0.51	0.40
	0.40	0.23
22	0.51	0.41
23	0.57	0.26

Fuente: Safley y Westerman (1990)

3.7.3.1 Influencia de la temperatura, la COV y la c_o en el rendimiento de metano.

El incremento de la COV provoca una reducción en la producción de gas por unidad de materia orgánica introducida, para determinado TRH; por lo que se debe encontrar un valor óptimo técnico/económico para cada instalación y residuo a tratar (IDAE, 2007). Este efecto de la COV es contrario para la producción volumétrica de metano, es decir, a medida que aumenta la COV, se produce un aumento en la producción diaria de biogás por volumen del digestor.

Linke (1997) experimentando con un digestor de 2.5 l mezclado mecánicamente (ver figura 3.13), y manteniendo constante la c_o en 77.5 ± 3.1 g SV/l y 31.5 ± 2.1 g SV/l para el estiércol de vacunos y cerdos, respectivamente, obtuvo un decrecimiento lineal en la producción promedio de metano con el incremento de la COV (o decremento del TRH). Este decrecimiento es menos pronunciado con el aumento de la temperatura, tal como se puede apreciar en las gráficas proporcionadas por dicho autor (ver figura 3.14).

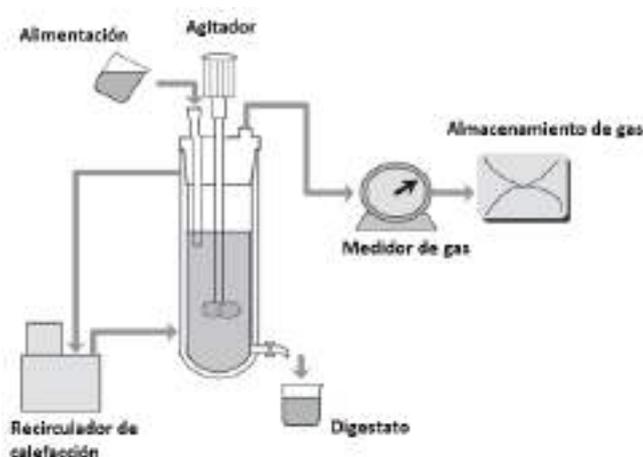


Figura 3.13. Diagrama esquemático de un digestor semicontinuo de mezcla completa a escala de laboratorio

Fuente: Linke (1997)

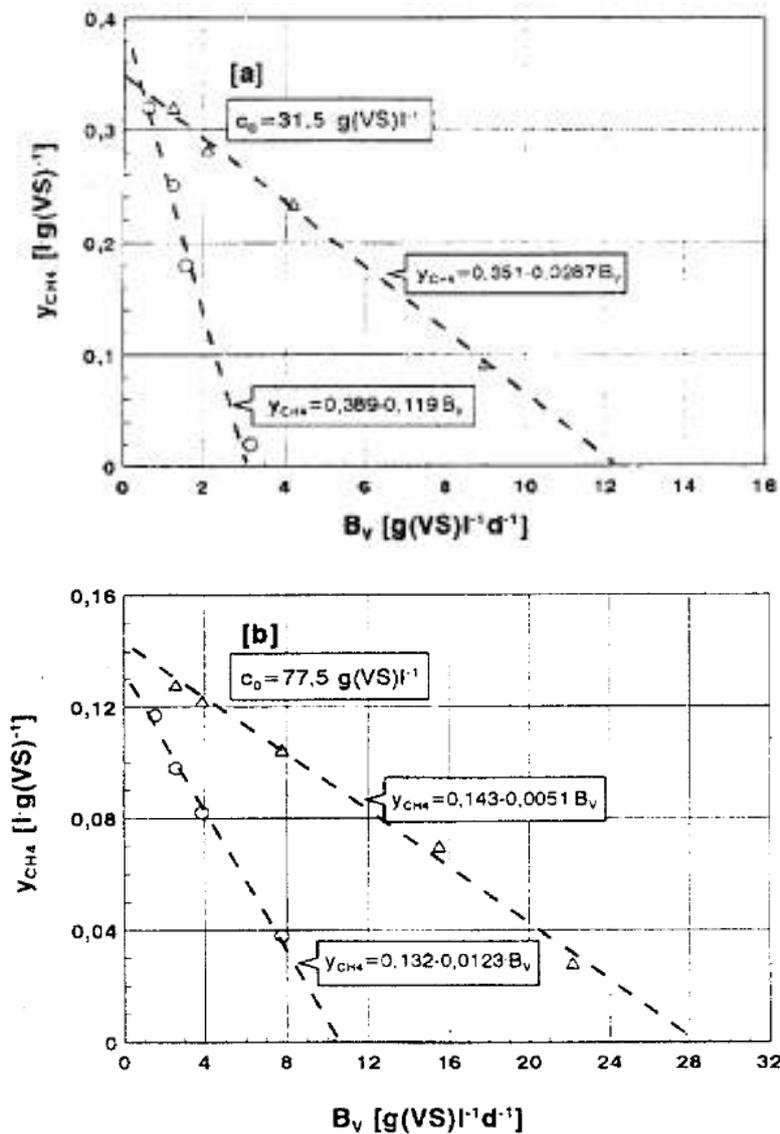


Figura 3.14. Efecto de la COV (g SV / l . día) en el rendimiento de metano (l CH₄/g SV) para purín de cerdo (a) y purín de vacuno (b) a la temperatura de ◯ (24 °C) y Δ (35 °C).

Fuente: Linke (1997)

De la figura 3.14 se puede encontrar la siguiente relación entre la producción real de metano (B) y COV:

$$B [\text{l CH}_4 / \text{g SV}] = B_u \left(1 - \frac{COV}{COV_{max}} \right) \quad (3.22)$$

Donde COV_{max} es aquella carga orgánica tal que cuando $COV = COV_{max}$ no ocurrirá producción alguna de metano, siendo un valor teórico que no ocurre en la práctica. De acuerdo con Linke (1997), el valor de B_u para el desecho de cerdo varía entre 0.35 y 0.39 lCH₄/ g SV y para el desecho vacuno entre 0.13 y 0.14 lCH₄/ g SV. Se determinó una COV_{max} para el purín de cerdo a 24 °C y 35 °C es 3.26 g/l.d y 12.23 g/l.d, respectivamente,

mientras que los valores correspondientes para el purín de vacuno son 10 g/l.d y 28.03 g/l.d.

Como se puede apreciar, a muy bajas COV o a muy elevados TRH (para c_o constante), la producción de metano es similar a la producción última sin importar la temperatura. Cuando la COV empieza a incrementarse, la producción o rendimiento de metano comienza a disminuir de manera lineal, tanto a altas como a bajas temperaturas; sin embargo, la influencia de dicho incremento es menos evidente mientras más alta es la temperatura (por ejemplo, el decremento es menos pronunciado a 35 °C que a 24 °C).

De esta manera si ya se tiene un TRH y temperatura de funcionamiento de un biodigestor, se puede usar la ecuación (3.22) para estimar la variación de la producción de biogás en función de la variación de la COV, y determinar la sensibilidad del digestor ante variaciones en su carga.

En la figura 3.15 se muestra la influencia de la COV en la producción de biogás para diferentes c_o o S_o (en kg SV/m³ mezcla afluyente). El rendimiento es afectado de manera más negativa mientras menor sea la concentración del afluyente, lo que ocurre a bajos niveles de ST en la mezcla.

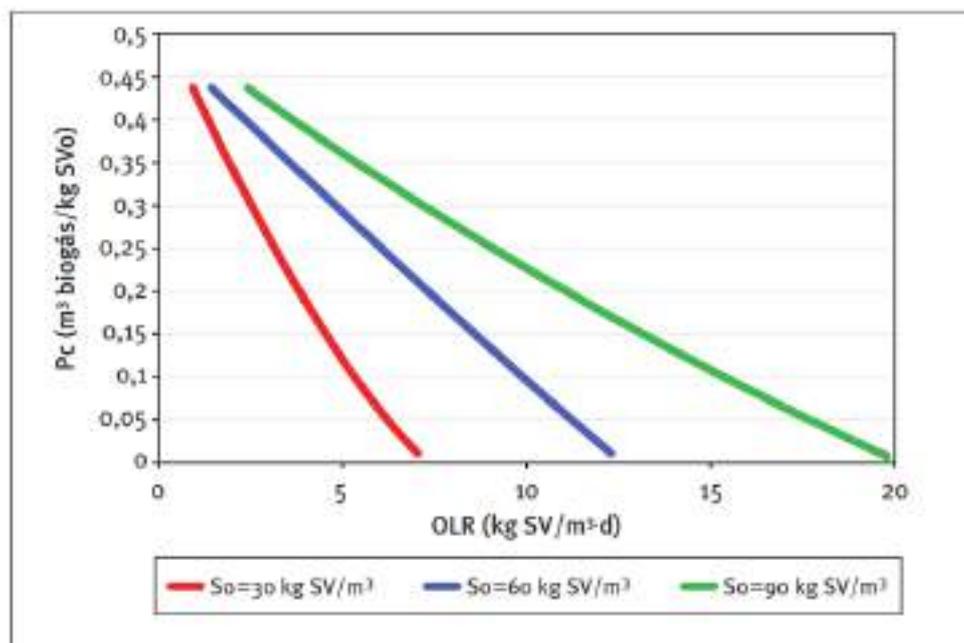


Figura 3.15. Producción de biogás por unidad de carga en función de la velocidad de carga orgánica (COV)

Fuente: IDAE (2007)

3.7.3.2 Influencia de la COV en la producción volumétrica de metano

Si se multiplica la producción de metano B (l CH₄/g SV) por la COV se obtiene la tasa de producción volumétrica de metano P_v o r (volumen de metano producido al día por volumen de digestor):

$$B \left(\frac{m^3 CH_4}{kg SV} \right) * COV \left(\frac{kg SV}{m^3 digestor.día} \right) = r \left(\frac{m^3 CH_4}{m^3 digestor.día} \right) \quad (3.23)$$

Si a la ecuación (3.22) se le multiplica por la COV, entonces la producción volumétrica de metano queda determinada por:

$$r \left[\frac{m^3 CH_4}{m^3 digestor.día} \right] = B_u \left(COV - \frac{COV^2}{COV_{max}} \right) \quad (3.24)$$

De acuerdo a esta ecuación, la producción volumétrica de metano se incrementa con el incremento de la COV hasta alcanzar un valor máximo, para luego disminuir hasta alcanzar un valor nulo (ver figura 3.16). Esto quiere decir que no se puede sobre cargar el digestor, incrementar en exceso la COV, para tener un mayor de volumen de metano producido al día, sin ocasionar un efecto negativo.

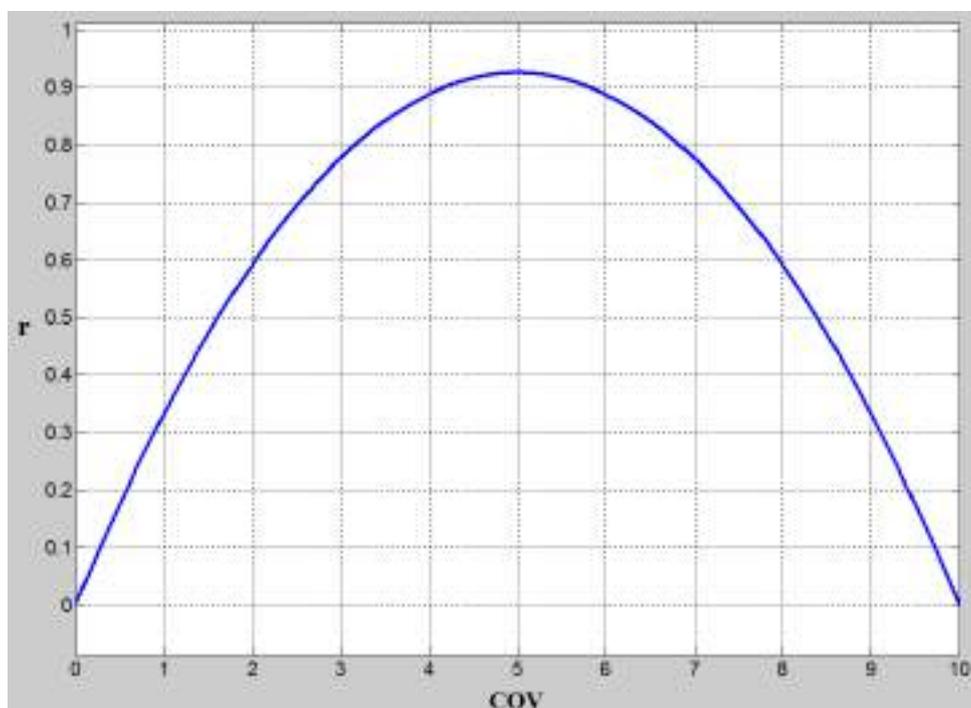


Figura 3.16. Producción volumétrica de metano versus la COV

Fuente: Elaboración propia

3.7.3.3 Influencia de la temperatura y el TRH en la producción volumétrica de metano.

Si en la ecuación (3.22) y (3.23) se reemplaza $COV_{max} = c_o / THR_{c,T}$, donde $THR_{c,T}$ representa el TRH crítico o mínimo a la temperatura T , cuando la producción de metano $B = 0$. Por lo tanto, el rendimiento de metano y producción volumétrica en función del TRH queda:

$$B = B_u \left(1 - \frac{TRH_{c,T}}{TRH} \right) \quad (3.25)$$

$$r = B_u * c_0 \left(\frac{1}{TRH} - \frac{TRH_{c,T}}{TRH^2} \right) \quad (3.26)$$

Linke (1997) en base a la ecuación de van't Hoff – Arrhenius, determinó que el $TRH_{c,T}$ para temperaturas menores a 35 °C puede ser representando como: $TRH_{c,T} = TRH_{c,35} \cdot f_T^{(35-T)}$, siendo $f_T = \exp\left(\frac{E_A}{RT_1 T_2}\right)$. De esta manera determinó:

$$r = B_u * c_0 \left(\frac{1}{TRH} - \frac{2.76 * 1.098^{35-T}}{TRH^2} \right) \quad (3.27)$$

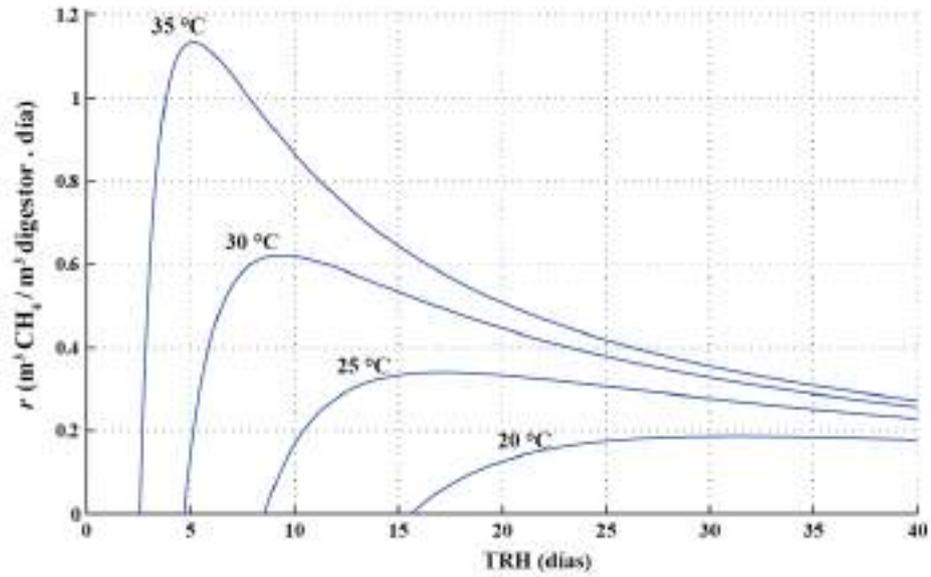
para el caso de vacunos, siendo $B_u = constante = 0.135 \frac{lCH_4}{g SV}$

Por tanto, de la ecuación (3.27) se determina finalmente la ecuación (3.28):

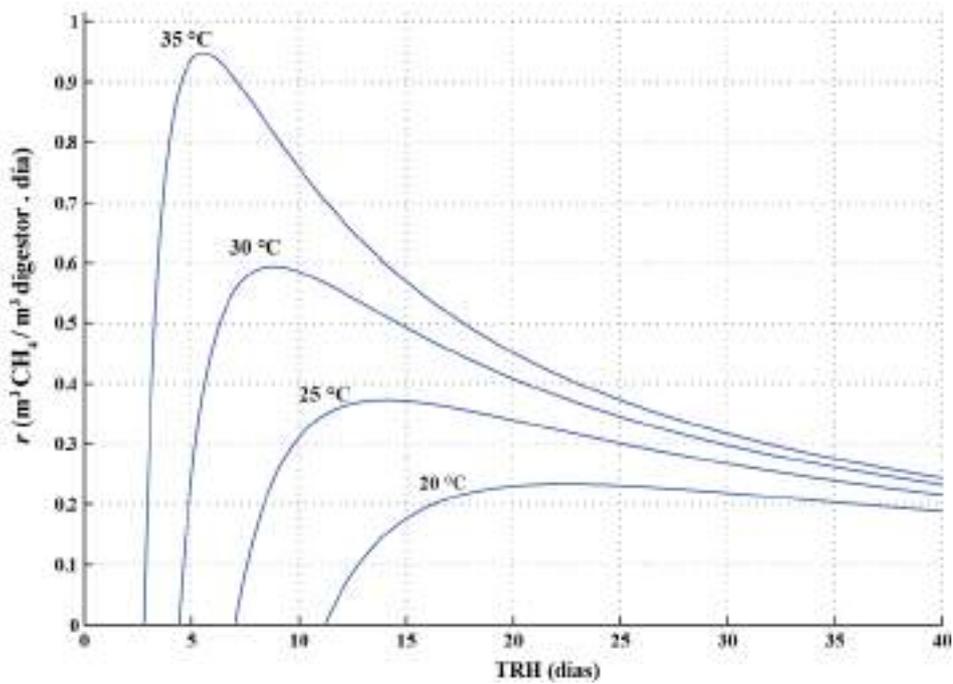
$$r = B_u * c_0 \left(\frac{1}{TRH} - \frac{2.57 * 1.128^{35-T}}{TRH^2} \right) \quad (3.28)$$

para el caso de porcinos, siendo $B_u = constante = 0.37 \frac{lCH_4}{g SV}$

En base a estas ecuaciones, en la figura 3.17 se grafica el comportamiento de la producción volumétrica de metano versus el tiempo de retención a diferentes temperaturas.



a) Porcinos: $c_o = \text{constante} = 31.5 \text{ g SV/l}$



b) Vacunos: $c_o = \text{constante} = 77.5 \text{ g SV/l}$

Figura 3.17. Producción volumétrica de metano al día en función del TRH y a distintas temperaturas para estiércol vacuno (a) y porcino (b)

Fuente: Elaboración propia

3.7.3.4 Influencia de la concentración del afluente c_o en la producción volumétrica de metano al día

Es importante conocer la variación de la c_o sobre la producción diaria de metano por volumen de digestor porque ésta siempre se va a dar en un digestor en operación. Esto debido a que no se podrá controlar exactamente el % ST en la mezcla que se ingresa al digestor, y aunque sea así, la proporción de SV con respecto a los ST en el estiércol animal no siempre será la misma, debido a muchos factores. Si la productividad volumétrica se multiplica por el volumen de trabajo del digestor (ya conocido) se podrá obtener un rango de variación del volumen de gas producido al día, en base a una variación de ST y SV estimado.

En la figura 3.18 se muestran los valores, para una temperatura de 35 °C, de la productividad volumétrica para distintas c_o obtenidos por Hill (1983b) para el caso del estiércol de cerdo. Si se grafica la ecuación (3.28), para los mismos valores de c_o mostrados en la figura anterior, manteniendo constante la temperatura en 35 °C se tendrá una gráfica muy similar (ver figura 3.19)

Al graficar la ecuación obtenida por Linke (1997) para la producción volumétrica de metano del estiércol de porcino (ecuación 3.28), para las mismas c_o y temperaturas probadas por Hill (1983b), se puede apreciar que se obtiene una gráfica muy parecida, por lo que se concluye que los valores encontrados por ambos autores están en concordancia. Existe una menor producción volumétrica estimada por parte del primer autor, por ejemplo; para $c_o = 80$ g/l el modelo de Linke estima una producción volumétrica máxima menor a $3 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3$ digestor. día, mientras que los datos obtenidos por Hill superan este valor con un valor máximo de alrededor de $3.25 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3$ digestor.

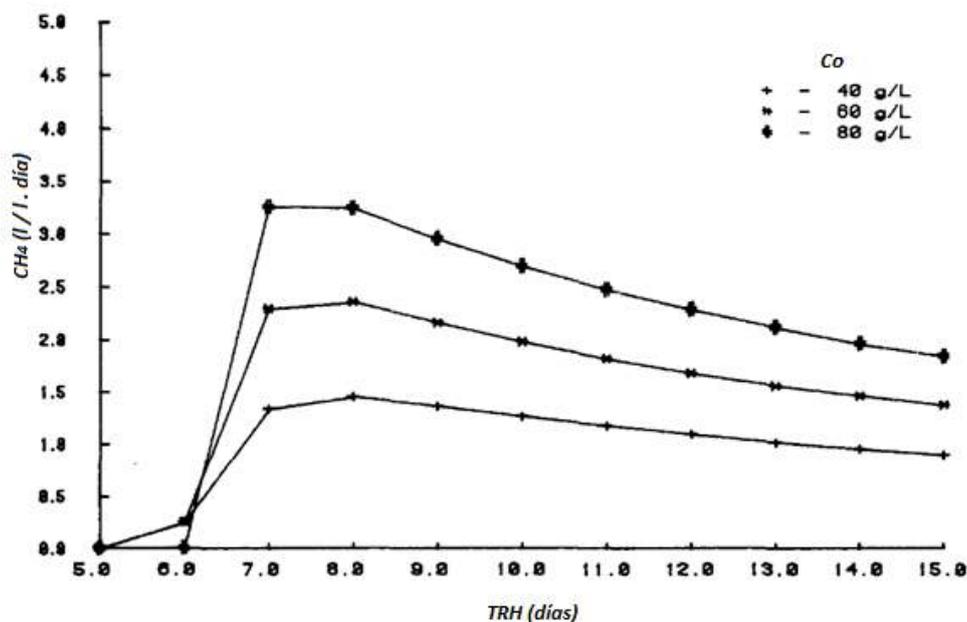


Figura 3.18. Productividad de metano versus el TRH para distintas c_o

Fuente: Hill (1983b)

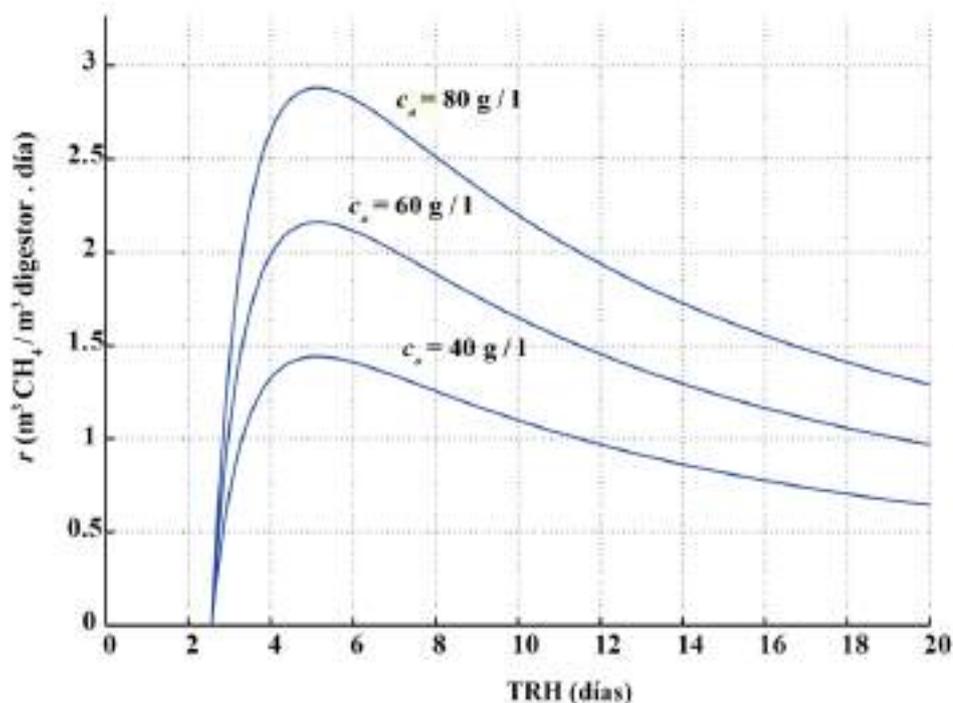


Figura 3.19. Productividad volumétrica de metano en función del TRH para distintas c_0

Fuente: Elaboración propia

3.7.4 Dimensionamiento de un digestor

Una vez entendida la manera en que los principales factores de funcionamiento afectan el rendimiento de un digestor diariamente alimentado (rendimiento en gas del estiércol y producción volumétrica diaria), en este punto se puede entender que, en base a la selección de la COV, existen dos maneras de enfocar el diseño de un biodigestor.

Hill (1982) mediante un análisis por computadora de la cinética de la fermentación microbiana de metano, utilizando el modelo cinético de Contois, concluyó que el diseño de digestores anaeróbicos de flujo continuo se puede basar en dos criterios:

- 1) Alcanzar la máxima productividad volumétrica de metano.
- 2) Lograr la máxima producción total de metano al día.

En este mismo artículo Hill (1982) afirma que la diferencia en el rendimiento de los digestores diseñados según estos dos criterios está en que, en un periodo de tiempo determinado, la producción de metano del digestor diseñado para la máxima producción diaria de metano superará a la producción de gas del digestor diseñado para la máxima productividad volumétrica de metano por 43, 74, 56 y 60 % para los desechos de vacas lecheras, aves de corral, cerdos y vacunos de carne, respectivamente. Además, según este autor, la concentración del influente de sólidos volátiles de alimentación, el tiempo de retención y la temperatura de trabajo son los principales factores de diseño que

determinan la máxima producción total de metano diaria; con valores de reducción máxima de sólidos volátiles (medida de la biodegradabilidad) de:

- 75% para los residuos de porcinos.
- 56% para los residuos de vacunos de carne.
- 30% para los residuos de vacas lecheras.
- 62% para los residuos de aves de corral.

Safley y Westerman (1990) también indican la existencia de ambos tipos de diseños:

- Criterio 1: El primero con el objetivo de lograr la tasa más alta de producción diaria de metano por unidad de volumen del digestor, siendo el diseño usado con mayor frecuencia en digestores que operan en el rango termofílico de temperaturas, debido a la necesidad de economizar en el tamaño del digestor y en el requerimiento de energía térmica para mantener la temperatura de diseño.
- Criterio 2: El segundo diseño basado en alcanzar una tasa de producción de metano que se aproxime a la producción última B_u . En éste la producción diaria de metano por volumen de digestor es más pequeña, sin embargo, más metano se produce para la misma cantidad de estiércol tratado.

Según Safley y Westerman (1990) el diseño que busca lograr la mayor producción diaria de metano por volumen de digestor tendrá mayores tasas de carga orgánica (COV) por lo que tendrá menores tiempos de retención en comparación con el otro diseño, tal como se presentó en puntos anteriores.

Ejemplo de estos dos criterios de diseño se dan en los resultados obtenidos por Alvarez, Villca y Lidén (2006), a partir de ensayos realizados con estiércol de vaca y de llama (véanse la figura 3.20 y figura 3.21). Se debe tener presente que estos resultados se obtuvieron en ensayos con reactores anaeróbicos (frascos de vidrio) de 2 litros volumen de trabajo, los cuales se agitaron manualmente una vez al día durante 2 minutos para imitar la práctica adoptada para biodigestores rurales que normalmente son mezclados una vez al día.

En el presente estudio se diseñará un digestor según el segundo criterio, es decir, alcanzar la máxima producción de metano por kg de estiércol (bajas COV). Esto porque en primer lugar la aplicación que se busca del digestor es en zonas rurales, donde no se da una crianza intensiva de animales y no se disponen de enormes cantidades de estiércol al día. En segundo lugar, porque el volumen del digestor no se considera un factor económico tan importante debido a que se utilizará un biodigestor tubular (*plug flow*) de bajo costo.

De acuerdo con Lobato Fuertes (2012) las plantas de biogás alimentadas sólo o principalmente con estiércol y operadas en mesofílico funcionan con cargas de 2 a 3 kg SV/m³.d; sin embargo, por lo mostrado en los resultados de Alvarez, Villca y Lidén (2006), se tratará de diseñar el digestor para que funcione con COV ligeramente menores para aprovechar al máximo cada kg de estiércol que se puede recolectar.

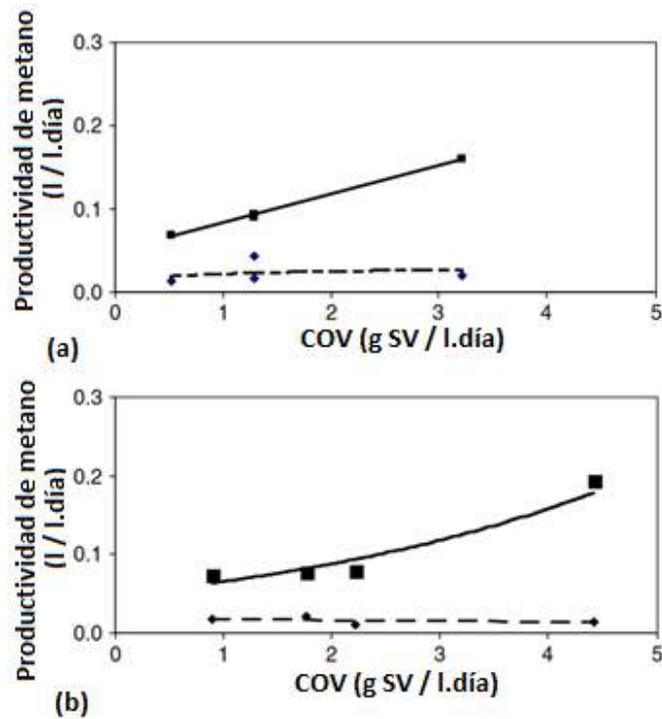


Figura 3.20. Productividad volumétrica de metano en función de la COV a partir del estiércol de vaca (a) y de llama (b) a 35 °C (■) y 11 °C (◆).

Fuente: Alvarez, Villca y Lidén (2006)

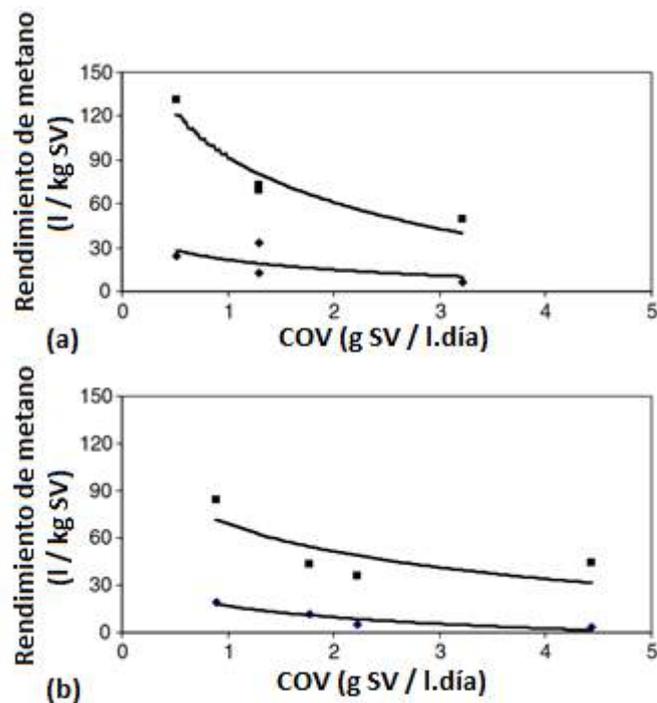


Figura 3.21. Influencia de la COV en la producción diaria total de metano a partir del estiércol de vaca (a) y de llama (b) a 35 °C (■) y 11 °C (◆).

Fuente: Alvarez, Villca y Lidén (2006)

Capítulo 4

Diseño de la planta de biogás para el aprovechamiento óptimo de las excretas ganaderas

4.1 Biodigestor tubular de plástico

4.1.1 Criterios para su elección

En esta investigación se seleccionó el biodigestor modelo taiwanés (tubular de bajo costo). En el capítulo 2 se mencionaron como principales ventajas su bajo costo y facilidad en su manejo e instalación, además de poderse transportar a otro lugar luego de determinado tiempo de funcionamiento; a diferencia de otros modelos de biodigestores utilizados a escala doméstica contruidos con mampostería. Su instalación no presenta dificultades técnicas y puede ser realizada autónomamente por dos personas en dos o tres días, sin necesidad de un asesoramiento técnico directo y con la utilización de herramientas comunes (Poggio, 2007); lo que además permite la difusión de este modelo mediante la capacitación de campesino a campesino.

Aunque su principal desventaja radica en su vida útil relativamente corta, los problemas técnicos en biodigestores de plástico se pueden resolver más fácilmente que en biodigestores contruidos con otros materiales como concreto o acero (Xuan, Preston y Dolberg, 1997). Además, existen otras ventajas de este tipo de digestor horizontal, las cuales de acuerdo con los objetivos de esta investigación, justifican la elección de un biodigestor tubular instalado en una zanja (Arnott, 1985; Poggio, 2007):

- Para un volumen líquido determinado, un digestor no horizontal (como el modelo chino o hindú), debido a la cercanía entre la entrada y la salida, el desecho agregado puede salir fácilmente del digestor sin ser completamente degradado por las bacterias. En cambio, en un digestor horizontal, debido al movimiento en flujo pistón, el sustrato pasa a través de una zona de máxima digestión en su camino desde la entrada hasta la salida, sin que alguna parte de la mezcla experimente grandes diferencias en su tiempo de retención con respecto a otra. Esto evita el denominado cortocircuito del residuo entre la entrada y la salida. Además, en el caso de que la alimentación contenga alguna sustancia tóxica, la difusión de ésta será menor y por tanto también su efecto inhibitorio en la totalidad de la mezcla.

- La capa superficial, nata (*scum*) o sobrenadante de residuos fibrosos que, generalmente, se forma en el interior de un digestor, al hacerse más gruesa y compacta constituye un obstáculo a la salida del biogás. El espesor de esta capa es siempre menor en los digestores horizontales porque éstos tienen una mayor relación superficie/volumen para su fase líquida (ver figura 4.1). Además, esta mayor superficie es una ventaja en regiones soleadas donde se puede aumentar la temperatura interna del digestor mediante la utilización de invernaderos.

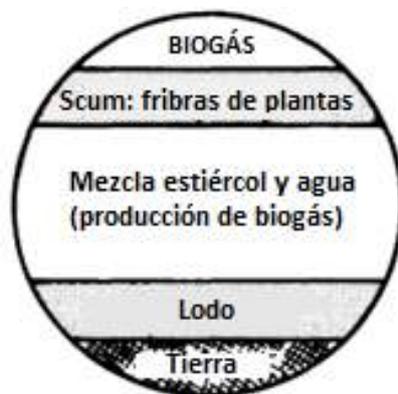


Figura 4.1 Sección transversal del contenido interior de un digestor tubular horizontal

Fuente: Arnott, M. (1985)

- Aunque es más fácil reparar y limpiar un digestor instalado sobre el suelo (no enterrado), un digestor horizontal no necesita ser reparado y limpiado con frecuencia como uno vertical. Por otra parte, la ventaja de un digestor enterrado es que puede ser alimentado por gravedad, sin necesidad que el usuario realice esfuerzos adicionales; además de que se protege la fase líquida de cambios bruscos de temperatura debido a la gran inercia térmica del suelo. Finalmente, un digestor horizontal es más adecuado cuando no es posible escarbar en profundidad en el terreno, ya sea por la presencia de una capa rocosa o por el alto nivel freático.

Como se mencionó en el capítulo 3, la producción de biogás de determinado tipo de biodigestor varía en la bibliografía, pues ésta depende de factores como la composición de la materia, la temperatura de funcionamiento y la COV. Hamad, Abdel & El Halwagi (1981) reportó una producción de biogás similar en los biodigestores tipo chino e hindú, si es que estos son operados bajo las mismas condiciones. Este autor encontró que entre las principales limitaciones de estas tecnologías están, en primer lugar, las fluctuaciones de temperatura de la mezcla interna del biodigestor dependiendo de la estación, lo que conlleva a que la tasa de producción de biogás descienda drásticamente en invierno a menos de la mitad de su valor alcanzado durante el verano. En segundo lugar, y como se mencionaba antes, la relativa gran profundidad bajo tierra necesaria origina dificultades constructivas debido al alto nivel freático presente en la mayor parte de zonas rurales. Y en tercer lugar, la presencia de grandes espacios muertos que resulta en bajas eficiencias de conversión. Esto hace que el digestor de flujo pistón sea una alternativa prometedora para superar estas principales dificultades y limitaciones (Hamad, Abdel & El Halwagi, 1981)

Otros autores reportan una ligera mayor producción volumétrica de biogás para el modelo hindú. Entre los biodigestores domésticos, el que menos biogás produce al día por

volumen líquido de biodigestor es el modelo chino, con producciones volumétricas entre 0.2 y 0.3 m³ biogás/m³ V_L.día (Arnott, 1985) o entre 0.2 y 0.5 m³ biogás/m³ V_L.día (Werner, U.; Stöhr, U. & Hees, N., 1989). En cambio, el modelo hindú tiene una producción de biogás promedio, ligeramente superior, entre 0.3 y 0.6 m³ biogás/m³ V_L.día (Werner, U.; Stöhr, U. & Hees, N., 1989) pero este modelo demanda de altos costos iniciales.

Para el caso del modelo taiwanés, la producción volumétrica de biogás reportada en la bibliografía también varía ampliamente dependiendo del desecho utilizado, de la temperatura del lugar, del TRH y COV. Así por ejemplo, para el caso de estiércol de vacuno se ha reportado una producción volumétrica entre 0.32 y 0.67 m³ biogás/m³ V_L.día (Preston et al., 2005; Lansing et al., 2008; Ferrer et al., 2011), mientras que con estiércol de porcino se ha reportado una producción volumétrica entre 0.40 y 1.2 m³ biogás/m³ V_L.día (Xuan y Preston, 1999; Thy, Preston y Ly, 2003; Thy et al., 2005).

Garfí et. al (2014), sin embargo, considerando sólo digestores taiwaneses y chinos estudiados por otros autores, los cuales funcionaban en altura en comunidades andinas (temperaturas ambientales menores a 25 °C y altitudes mayor 2800 m) y alimentados con estiércol de vaca, reportaron una mayor producción de biogás para este último modelo de biodigestor. Así, la tasa de producción de biogás varió entre 0.07 y 0.47 m³ biogás/m³ digestor.día para el modelo taiwanés, mientras que entre 0.35 y 0.7 m³ biogás/m³ digestor.día para digestores de domo fijo (para biodigestores en la India ubicados por encima de los 1000 m).

Kanwar y Guleri (1994) estudiaron la producción de biogás de un biodigestor tubular de plástico y de un modelo Deenbandhu (chino de domo fijo), en un lugar donde la temperatura ambiente varió entre 6 °C y 25 °C. Éstos encontraron que la producción diaria de biogás (obtenida de un promedio anual) fue de 0.92 m³/d para el biodigestor tubular y de 1.23 m³/d en el modelo chino, lo que hace una producción volumétrica de 0.46 y 0.615 m³ biogás /m³ V_L.día, respectivamente (los biodigestores fueron de 2 m³ de V_L). Con respecto a las variaciones de temperatura, estos autores encontraron que la producción de biogás para el biodigestor plástico paso de 0.03 m³ biogás/kg sustrato durante el verano a 0.007 m³ biogás/kg sustrato durante el invierno, lo que significa una reducción del 77%, mientras que para el modelo chino sólo se redujo en un 16%. Como resultado, la tasa de producción de biogás resulto un 30% menos en el digestor tubular comparado con el de domo fijo.

De acuerdo a estos autores, esta drástica reducción en la producción de biogás en el biodigestor plástico se debió a la importante influencia de la temperatura ambiente sobre el biodigestor, debido a que éste estuvo expuesto directamente al sol durante el día y al frío durante las noches; es decir, sin invernadero. En general, el biodigestor plástico mantuvo una temperatura de 2 a 3 °C menor durante los meses de invierno y de 2 a 3 °C mayor durante el verano, que el modelo chino. Esto hizo concluir a estos autores que los biodigestores tubulares de plástico (en general) no son adecuados para zonas montañosas, pero sí para zonas costeras donde los inviernos no son severos.

En esta investigación se plantea el uso de un invernadero de polietileno, el cual permitirá mantener una temperatura de funcionamiento de la mezcla ligeramente mayor que la temperatura ambiente, a la vez que se protege al biodigestor de inundaciones por lluvia y de la caída de objetos.

Con respecto al costo de dichos biodigestores domésticos, Garfí et al. (2014) estimaron que la inversión inicial de un biodigestor tubular de plástico (unos 706 dólares) representa el 36% de la inversión inicial de un biodigestor de domo fijo. Sin embargo, este costo inicial se tiende a equiparar debido a que la vida útil de un biodigestor de plástico es de sólo 5 años aproximadamente, en comparación con los 20 años de vida útil de los biodigestores chinos. Este costo total a lo largo de toda su vida útil, dependerá del cuidado que se les dé ya que, aunque los biodigestores plásticos son más susceptibles a daños mecánicos, si llegan a aparecer grietas en el domo de los digestores chinos (ya sea por fluctuaciones de temperatura o terremoto), se requerirá un mantenimiento extraordinario (Garfí et al., 2014).

4.1.2 Digestor de flujo pistón de dos fases

En el capítulo 2 se mencionó que las bacterias metanogénicas, en comparación con los otros grupos de bacterias como las acidogénicas, poseen distintas características y condiciones óptimas de crecimiento (tiempo de generación, pH, temperatura, etc.). Por lo que, las condiciones que son favorables para el crecimiento de bacterias formadoras de ácido (cortos TRH y bajo pH) pueden ser inhibitorias para las bacterias formadoras de metano. Por tal motivo, una opción para optimizar la producción de biogás puede ser la utilización de un biodigestor de dos etapas o fases, en la que las etapas de acidogénesis y metanogénesis son llevadas a cabo separadamente, cada una bajo sus condiciones óptimas. De esta manera se puede obtener más biogás al día para el mismo volumen total de biodigestor, o disminuir el volumen de digestor para satisfacer la misma demanda. En la figura 4.2 se muestra un esquema de dos fases del montaje experimental de un estudio realizado por Demirer y Chen (2005).

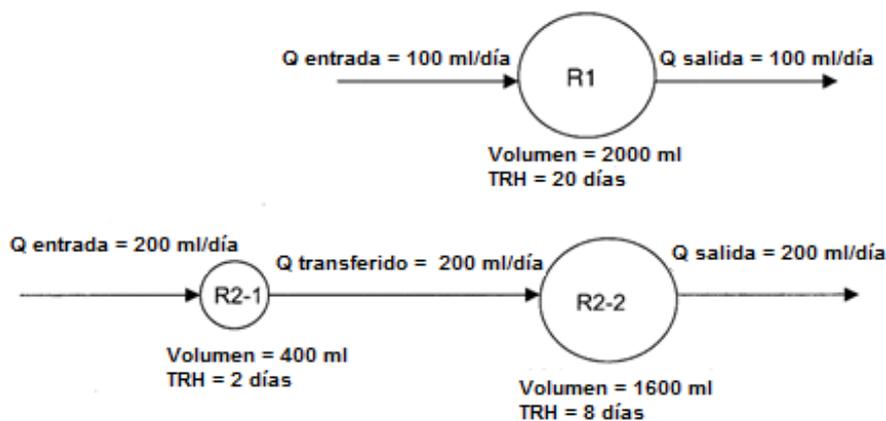


Figura 4.2 Esquema de un sistema de digestión anaeróbica de dos fases

Fuente: Demirer y Chen (2005)

La digestión anaeróbica en dos etapas presenta varias ventajas sobre los procesos desarrollados en una sola (Demirer y Chen, 2005): En primer lugar, permite la selección y enriquecimiento de diferentes bacterias en cada fase. En la primera fase, los compuestos complejos son degradados por bacterias acidogénicas en AGV, los cuales son convertidos luego en CH_4 y CO_2 por las bacterias acetogénicas y metanogénicas en la segunda fase.

En segundo lugar, se incrementa la estabilidad del proceso debido a que se previene la sobrealimentación y la acumulación de material tóxico (control de la fase de acidificación). Es decir, la primera etapa protege a la población metanogénica, manteniendo mayores COV y menores TRH, lo que finalmente permite tener una instalación más pequeña y económica para satisfacer determinada demanda.

En el caso de un biodigestor tubular de plástico, esto se logra dividiendo el volumen total en dos biodigestores tubulares más pequeños en serie (uno a continuación de otro). En el primero (de menor volumen) ocurriría la hidrólisis y acidogénesis, y en el segundo la metanogénesis, la cual tendrá un mayor tiempo de retención (mayor volumen) para un volumen de alimentación determinado. Para esto se debe conectar la tubería de salida del primero a la tubería de entrada del segundo (el efluente del primero sería el afluente del segundo), capturando solamente el gas producido en el segundo. Sin embargo, la relativa alta densidad de bacterias menogénicas en el estiércol de vaca y cerdo hace improbable la separación entre acidogénesis y metanogénesis (Martin, 2005).

Además, no existen investigaciones que documenten la producción de biogás en sistemas de dos fases, empleando biodigestores taiwaneses. Por este motivo, en esta investigación sólo se considerará un biodigestor de una sola fase. Sin embargo, se considera válida la investigación y experimentación con dicha configuración (al menos a diferentes TRH para la misma temperatura de funcionamiento), por las posibles reducciones en los costos de instalación.

4.1.3 Agitación

En el primer capítulo se mencionó que la agitación del contenido líquido del biodigestor tiene como objetivos la reducción en: la formación de la nata o sobrenadante (*scum*) de residuos fibrosos que impide la salida del gas, la sedimentación de los inertes que reducen el volumen líquido, y la estratificación térmica.

Existen muchas formas de agitar el contenido de un biodigestor. Una de las formas de agitar el contenido de un biodigestor de flujo pistón es mediante agitadores radiales, los cuales pueden ser maniobrados manualmente en un extremo del digestor (ver figura 4.3); de manera que sea alcancen los objetivos mencionados en el párrafo anterior, pero evitando mezclar las fases longitudinales del digestor.

Sin embargo, este tipo de agitación radial necesita de soportes rígidos para sostener el eje, de sellos especiales para evitar fugas del lodo, y de un espacio enterrado para poderlo maniobrar; además existe el riesgo de dañar la manga del biodigestor en caso de un mal uso o instalación (Poggio, 2007).

Otra forma de agitar es mediante una cuerda insertada a través de las tuberías de carga y descarga del digestor, a la cual se le ata un objeto sólido que permita mover el líquido cuando se tira de la cuerda desde los extremos del digestor, mediante un movimiento tipo péndulo (ver figura 4.4). Teniendo cuidado de que los elementos en movimiento no dañen el plástico internamente. Modificando el peso y la forma del elemento conectado a la cuerda se podría agitar de manera más intensa distintas capas horizontales dentro de la parte líquida.

Kounnavongsa y Preston (2009) estudiaron el efecto de este tipo de agitación mediante cuerda, y la frecuencia con que se aplica, sobre la producción de biogás de cuatro digestores taiwaneses de 2 m de longitud y 0.6 m de diámetro, cuya instalación se puede ver en la figura 4.5, cargado con estiércol de cerdo y con un TRH de 30 días.

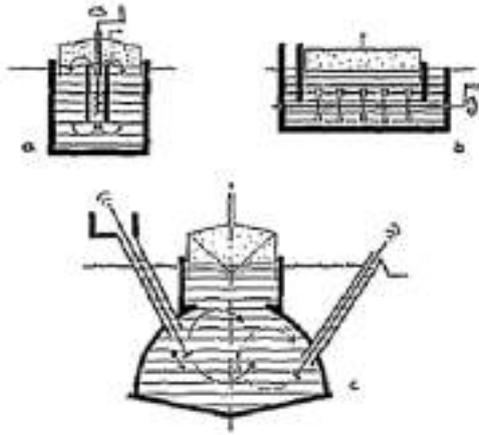


Figura 4.3. Diferentes modos de agitación de biodigestores domésticos

Fuente: Kossmann, W., & Ponitz, U. (s.f.)

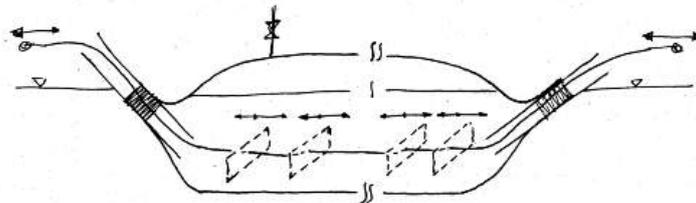


Figura 4.4. Esquema de un digester de plástico equipado con sistema de agitación por cuerda

Fuente: Poggio (2007)



Figura 4.5 Biodigestores con agitación mediante cuerda

Fuente: Kounnavongsa y Preston (2009)

El primer digestor (de control) no se agitó, y en los demás se realizó una agitación manual cada día, cada dos y cada tres días. La agitación se realizó mediante la inserción, en cada uno de los tres digestores, de una pieza de madera atada a una cuerda, tal como se muestra en la figura 4.6. En cada caso, la agitación se llevó a cabo tirando cuatro veces dicha pieza en ambas direcciones, antes de cada carga del digestor por las mañanas.



Figura 4.6. Objeto y cuerda usados para la agitación de biodigestores plásticos

Fuente: Kounnavongsa y Preston (2009)

Kounnavongsa y Preston (2009) encontraron que la agitación realizada no presenta ventajas en la producción de biogás de un digestor plástico tubular cargado con estiércol de cerdo, al menos durante los primeros 40 días desde el arranque de los digestores. Tampoco afecta el pH del efluente (entre 7 y 8.7). Sin embargo, al incrementarse la frecuencia de mezclado se aumenta el tiempo necesario para que el proceso alcance una producción estable o constante de biogás al día.

Lo anterior permite concluir que para que la agitación del biodigestor sea beneficiosa, posiblemente ésta debe realizarse constantemente, o más de una vez al día y por largos periodos. Esto hace que la agitación manual por parte del usuario no sea adecuada, pues demandaría de una gran cantidad de tiempo y energía para que llegue a ser eficiente. Por este motivo, la agitación es descartada en esta investigación.

4.1.4 Materiales y geometría

El reactor o biodigestor, donde se lleva a cabo la digestión anaeróbica, es el principal elemento de un sistema de biogás. En el caso del modelo taiwanés, este reactor prácticamente se puede construir a partir de cualquier material plástico; generalmente con film de polietileno o geomembrana de PVC. El tipo de material no es un factor significativo en la remoción de materia orgánica, ya que ambos tipos de biodigestores (de polietileno de invernadero y de geomembrana) han demostrado ser eficientes en la reducción de la materia orgánica con valores mayores al 90% para la DBO y cercanos al 90% para la DQO (Pedraza et al., 2002). La diferencia principal entre estos dos tipos de biodigestores radica en su durabilidad, lo que se traduce en un mayor costo para el biodigestor de geomembrana. Éste puede superar los S/. 1000, considerando todos sus accesorios (ver cotización mostrada en el anexo 3). En los siguientes puntos se describen

las ventajas y desventajas de estos dos materiales, por ser los más comunes en la construcción de dicho tipo de biodigestores.

4.1.4.1 Comparación entre las geomembranas de polietileno y PVC

Los biodigestores taiwaneses (de bajo costo) son normalmente diseñados a partir de films (capas delgadas) de polietileno de baja densidad (LDPE por sus siglas en inglés) o de polietileno de alta densidad (HDPE por sus siglas en inglés). El primero es uno de los materiales más usados en plasticultura y una aplicación común es su utilización como cubierta de invernaderos (Dehbi, Mourad y Bouaza, 2011), debido principalmente a su ligereza, transparencia y bajo costo.

Debido a la corta vida útil de estos materiales, se ha empezado a utilizar geomembrana¹¹ de PVC la cual presenta una mayor durabilidad pero es más costosa y menos accesible. Estos tres tipos de materiales plásticos son fabricados a partir de polímeros termoplásticos, cuyas propiedades mecánicas y térmicas son influenciadas por factores como el tipo de monómero, peso y estructura molecular. En la selección de estos materiales para instalaciones de biogás (biodigestores y gasómetros), además de su durabilidad, precio y disponibilidad en el mercado, se deben tener en cuenta otros factores como: su permeabilidad al gas metano, manejo práctico en campo (peso, propiedades mecánicas) y tasa de degradación.

Con respecto a la permeabilidad de dichos materiales, las fugas de metano que existen en biodigestores de LDPE, HDPE o PVC, no constituyen un problema porque son casi nulas (ver tabla 4.1).

Tabla 4.1 Permeabilidad al gas metano de diferentes membranas sintéticas (PE: Polietileno, EPR: Polietileno-polipropileno, PVC: Polivinilcloruro

	Valor de permeabilidad: $(\text{cm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{mm} / \text{m}^2 \cdot \text{film} \cdot \text{atm}_{\text{CH}_4} \cdot \text{día})$			Pérdidas al exterior en un FTD típico: $l_{\text{CH}_4} / \text{día}$. (Grosor film = 1mm, superficie = 5m ² , $p_{\text{CH}_4} = 0.005 \text{ atm}$)		
	23° C	35° C	50° C	23° C	35° C	50° C
PE	345	760	2060	0,010	0,023	0,062
EPR	2870	6170	8930	0,086	0,185	0,268
PVC	105	365	805	0,006	0,011	0,024

Fuente: Poggio (2007)

¹¹ Lo que diferencia a una geomembrana de un film es básicamente su espesor. Se consideran films a los plásticos con espesores generalmente por debajo de 0.5 mm (incluso hasta 0.01 mm o 10 micrómetros), mientras que geomembranas a los que poseen espesores mayores a 0.5 mm o 0.75 mm, pudiendo llegar hasta 3 mm. Una geomembrana se define como un revestimiento o barrera sintética de muy baja permeabilidad usada para controlar la migración de fluidos en un proyecto, estructura o sistema construido (Definición ASTM). Es decir, las geomembranas son láminas delgadas de materiales poliméricos utilizadas básicamente como barreras de líquidos o vapores (función impermeabilizante). Tanto films como geomembranas pueden tener como resina polimérica principal materiales como polietileno de baja densidad, polietileno lineal de baja densidad (LLDPE), polietileno de alta densidad, policloruro de vinilo (PVC), caucho de etileno propileno dieno (EPDM), polipropileno (PP), entre otros.

Como ya se mencionó, la durabilidad es la desventaja más importante de un biodigestor plástico. Los films y geomembranas aunque estén correctamente fabricados e instalados siempre sufrirán una degradación o envejecimiento con el tiempo, que conducirán eventualmente a su falla; por lo que cualquier tipo de manutención es insuficiente necesitándose en algún momento la sustitución de la manga, lo que permite seguir utilizando el resto de la instalación.

La vida útil de este tipo de digestores, la cual coincide con la vida útil del plástico, depende de sus características químicas (tipo de resina o polímero, negro de humo o pigmentos, y aditivos contenidos), del espesor del plástico y del número de capas utilizadas en el caso de digestores de polietileno (generalmente dos o tres mangas insertadas una dentro de otra), y de las condiciones de trabajo a las que esté expuesto (temperatura, radiación solar, humedad, presencia de químicos, esfuerzos mecánicos, etc.). Teniendo en cuenta que la degradación de los polímeros es causada, principalmente, por la ruptura de los enlaces químicos de las moléculas, existen diversos modos de degradación: térmica, mecánica, fotoquímica, biológica y química. En muchos casos más de un mecanismo de degradación tiene lugar simultáneamente, por lo que los efectos sinérgicos resultantes pueden acelerar los procesos de desgaste (Zahirul, Gross y Rowe, 2011).

Utilizando polietileno de baja densidad, se ha reportado una duración del digestor de hasta cinco años, por lo que es necesario proteger de manera eficiente el digestor para evitar que eventos accidentales como caída de objetos, rupturas causadas por animales, etc. acorten aún más la duración del plástico (Poggio, 2007). Sin embargo, esta vida útil de cinco años se alcanza si es que el polietileno no se expone directamente al sol, pues en los casos en los que los digestores han sido totalmente expuestos, el polietileno se rompió después de dos años, en una ciudad con una temperatura promedio de 27.5 °C y una fluctuación diaria de temperatura de hasta 10 °C (Xuan, Preston y Dolberg, 1997). Similar duración se ha reportado para este material utilizado en la protección de cultivos, con una vida útil mínima igual a una temporada de cultivo y una máxima de 2 o 3 años (Briassoulis y Dilara, 2000).

Debido al mayor espesor de las geomembranas, su vida útil con respecto a los films plásticos es mayor. Zahirul, Gross y Rowe (2011), por ejemplo, concluyeron que una geomembrana de polietileno de baja densidad lineal o LLDPE (1 mm de espesor) y una de HDPE (1.5 mm de espesor) expuestas a condiciones ambientales pueden cumplir adecuadamente sus funciones por más de 8 años.

Las geomembranas de PVC o films de polietileno de los biodigestores taiwaneses están expuestos tanto en lado interno como externo a dos medios diferentes. El lado interno en su mayoría está en contacto con la fase líquida (mezcla biomasa – agua) y el resto, una pequeña parte, con la fase gaseosa (biogás). La fase líquida mantiene en contacto la parte externa del plástico con la zanja (suelo o cemento) o con el aislamiento utilizado (paja u otro), mientras que el resto de la parte exterior, correspondiente a la campana de gas, está expuesta al ambiente que rodea el digestor, ya sea directamente a la atmósfera o el interior del invernadero cuando se utiliza. Es en esta parte descubierta donde ocurre la totalidad de las rupturas estructurales, las cuales son causadas por el envejecimiento del film debido, principalmente, a la acción de la radiación solar (Poggio, 2007; Xuan, Preston y Dolberg, 1997).

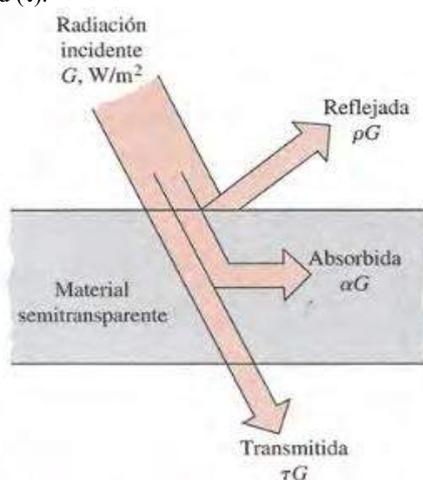
Debido a que las geomembranas, y más aún los films por su limitado espesor, son bastante susceptibles a mecanismos de degradación UV, térmicos y oxidativos (Zahirul, Gross y Rowe, 2011; Briassoulis y Dilara, 2000; Dehbi, Mourad y Bouaza, 2011), se considera que la degradación fotoquímica, a través de la radiación solar, principalmente en el rango ultravioleta, es la más importante en los biodigestores plásticos (de polietileno o PVC), especialmente si están expuestos directamente al sol.

Cuando se utilizan films de polietileno (LDPE) como invernaderos, generalmente con espesores entre 0.1 y 0.2 mm, para aumentar la temperatura del proceso de digestión anaeróbica (tal como se explica más adelante), la degradación del plástico del biodigestor dependerá de la transmisividad¹² del invernadero, principalmente en el rango UV, la cual está en función de los aditivos contenidos (absorbentes de radiación UV, pigmentos, etc.).

Debido a su uso como cubiertas de invernaderos de cultivos, los estudios referidos a la transmisividad o transmitancia del polietileno se han realizado para el espectro visible, dentro de la denominada radiación fotosintéticamente activa (RFA) o PAR (por sus siglas en inglés), y para el infrarrojo largo, los cuales son influyentes en el crecimiento de las plantas. Para el caso de la radiación UV, en la figura 4.7 se muestra la comparación de la relación entre la radiación transmitida (IT) y la radiación incidente (IO) para un polietileno puro y polietilenos dopados con porcentajes de 0.1% y 1% de Fe_2O_3 y nanotubos de carbono (CNT en inglés), para diferentes espesores de film. Como se puede apreciar, el polietileno puro en comparación con el polietileno con aditivos (ver figura 4.8) es prácticamente transparente a la radiación UV, por lo que los efectos negativos de la radiación UV serían casi los mismos cuando se utiliza polietileno transparente para la protección del biodigestor.

A pesar de que la radiación ultravioleta (UV), con longitudes de onda entre 290 y 400 nm, es sólo entre el 4 y 6% de la radiación total que llega a la superficie terrestre, ésta es la más dañina para una geomembrana expuesta y es la principal responsable de su degradación (Zahirul, Gross y Rowe, 2011). Las consecuencias de una exposición prolongada incluyen la decoloración, grietas en la superficie, fragilidad y el deterioro de las propiedades mecánicas (especialmente la tensión a la ruptura) (Rowe y Sangam, 2002). Este tipo de radiación tiene la energía adecuada para romper los enlaces poliméricos debido a que los fotones (en el rango UV) con energía similar o superior que

¹² Cuando la radiación incide sobre una superficie, parte de ella se absorbe, otra parte se refleja y la parte restante, si la hay, se transmite, tal como se ilustra en la siguiente imagen. La relación entre la radiación transmitida y la radiación incidente se denomina transmisividad (τ).



la energía de los enlaces químicos de polímeros causan una serie de reacciones que liberan radicales libres que provocan la escisión en la estructura polimérica, lo que eventualmente hace frágil al polímero y susceptible al resquebrajamiento por tensión (estrés) ambiental (Zahirul, Gross y Rowe, 2011). Así por ejemplo, las fuerzas de enlace químico de enlaces C-C y C-H son 420 y 340 kJ/mol, respectivamente; mientras que la energía de fotones de 300 y 400 nm (rango UV) son 390 y 300 kJ/mol, respectivamente (Zahirul, Gross y Rowe, 2011). Para retardar la degradación UV de una goemembrana polimérica, normalmente se le agrega negro de humo y otros aditivos químicos que evitan que la luz UV penetre en la estructura polimérica. Sin embargo, estos compuestos se van agotando a medida que se incrementa el tiempo de exposición.

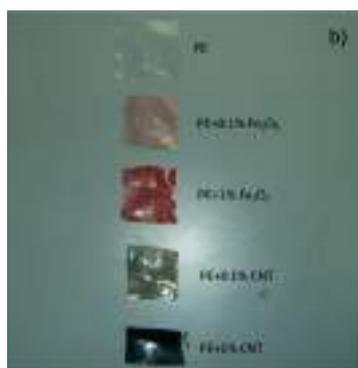


Figura 4.7 Diferentes muestras de films poliméricos utilizados para estudiar su transmisividad

Fuente: Caridi, Torrisi y Visco (2012)

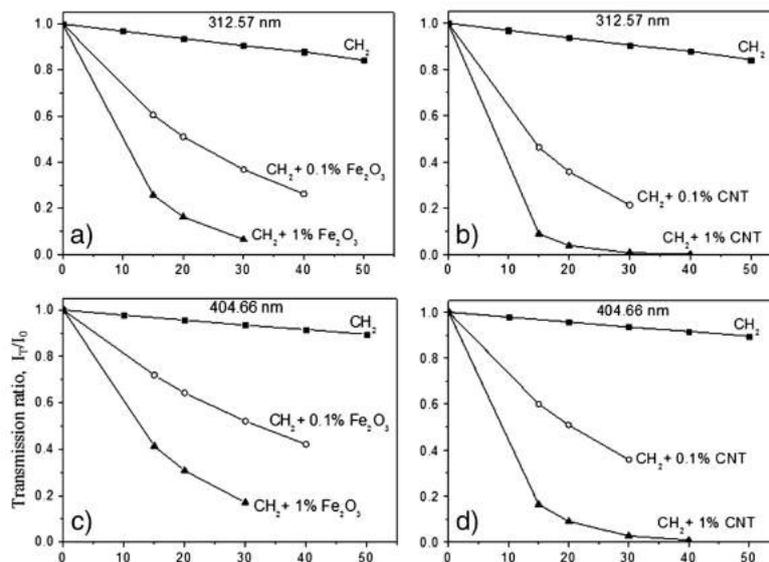


Figura 4.8. Relación entre radiación transmitida y recibida para diferentes longitudes de onda y diferentes tipos de polietileno cuyas composiciones se muestran

Fuente: Caridi, Torrisi y Visco (2012)

En comparación con la geomembrana de PVC, la de HDPE es la que mejor resiste a la radiación UV porque contiene aditivos antioxidantes y negro de humo, los cuales la hacen muy resistente a este tipo de radiación, además de ser químicamente inertes (resistentes al ataque de ácidos, sales, hidrocarburos, etc.), lo que garantiza una larga duración en condiciones expuestas. Sin embargo, a diferencia de las geomembranas de HDPE que se diferencian sólo por su calibre o espesor (20, 30, 40 mils¹³, etc.), existen las denominadas Geomembranas de PVC estándar (S) y Geomembranas de PVC de alta resistencia (HR) que contienen aditivos que les dan resistencia al ataque de los rayos ultravioleta. Estas últimas no requieren ser cubiertas de la radiación solar, ya que están diseñadas para trabajar en condiciones expuestas.

Además de la degradación UV, las elevadas temperaturas (producidas por la radiación infrarroja) también aceleran otro tipo de degradación denominada oxidativa, pero en este caso no se considera la degradación térmica porque las temperaturas de funcionamiento de un biodigestor taiwanés se encuentran en el rango psicrófilo y mesófilo. Es posible alcanzar temperaturas de hasta 80 °C pero en las zonas de contacto entre el plástico y la estructura metálica del invernadero, por lo que la degradación térmica no es particularmente importante (Poggio, 2007). El espesor del film o geomembrana tiene un efecto significativo en la degradación oxidativa. Se ha reportado que la velocidad de oxidación disminuye con el incremento del espesor del film polimérico.

En el siguiente punto se compara el comportamiento mecánico de la geomembrana de PVC, y se estima el esfuerzo que cada material es capaz de soportar antes de que empiece a sufrir daños (rupturas o deformaciones permanentes), con el fin de estimar la presión interna de biogás que puede soportar y determinar el posible uso de un gasómetro exterior de otro material el cual sirva para impulsar el gas hacia los puntos de consumo.

4.1.4.2 Propiedades mecánicas

Las características que más interesan en un material plástico de un biodigestor tubular son sus propiedades mecánicas.

Las geomembranas, denominadas también barreras geosintéticas poliméricas, conforman junto a los geotextiles los dos grupos más extensos en los que se dividen los geosintéticos. No existen estudios específicos para determinar el comportamiento de las geomembranas utilizadas para el almacenamiento de gases a presión (biodigestores y gasómetros) porque éstas son utilizadas por su función impermeabilizante en industrias como la minería (pilas de lixiviación, piscinas), manejo de desechos (lagunas artificiales, depósitos de residuos industriales), agricultura, etc. En estas áreas, las geomembranas son utilizadas teniendo en cuenta las siguientes características: su resistencia a la intemperie y a químicos, espesor, propiedades mecánicas (módulo de elasticidad, resistencia a la fluencia, resistencia al punzonamiento/rasgado), expectativa de vida del producto, factores de instalación y rentabilidad (Scheirs, 2009). Es por esto que existen estudios sobre la resistencia al punzonamiento de las geomembranas.

¹³ 1 mil es igual a una milésima parte de una pulgada (1 pulgada/1000).

Como se mencionó antes, el biogás producido en un biodigestor tubular ejerce una presión interna sobre la parte superior de éste y también sobre el recipiente (gasómetro) donde es almacenado posteriormente. Es por esto que es importante conocer los rangos de presión que el material plástico es capaz de soportar sin que sufra deformaciones permanentes que puedan reducir drásticamente su vida útil. En este caso, la propiedad mecánica que más interesa conocer del material plástico del cual está hecho el biodigestor, es el límite elástico o resistencia a la fluencia. La curva típica esfuerzo versus deformación de un material plástico, obtenida de un ensayo de tracción, se puede ver en la figura 4.9. Sin embargo, no todos los polímeros exhiben un punto definido de fluencia, como el mostrado por el HDPE. El PVC, por ejemplo, es uno de los que no muestra un punto de fluencia determinado en la curva esfuerzo versus deformación (Scheirs, 2009). En la figura 4.10 se pueden apreciar las diferentes formas de falla de las geomembranas durante el ensayo de tracción (ASTM D 4885 – 01):

- En esta figura, las geomembranas reforzadas con geotextiles (curva 1), exhiben una falla con un marcado decremento en la fuerza de tensión por unidad de elongación cuando el material de reforzamiento se rompe.
- Las geomembranas no reforzadas exhiben un punto de fluencia definido en uno de los puntos máximos de la curva de fuerza – deformación (curva 2). La geomembrana continúa deformándose mediante una fuerza reducida hasta que ésta se rompe. La fuerza de ruptura puede ser mayor o menor que la fuerza de fluencia, dependiendo de las características del polímero del cual está hecha la geomembrana.
- Las geomembranas no reforzadas y que no tienen un punto de fluencia definido, exhiben un comportamiento como el mostrado en la curva 3.

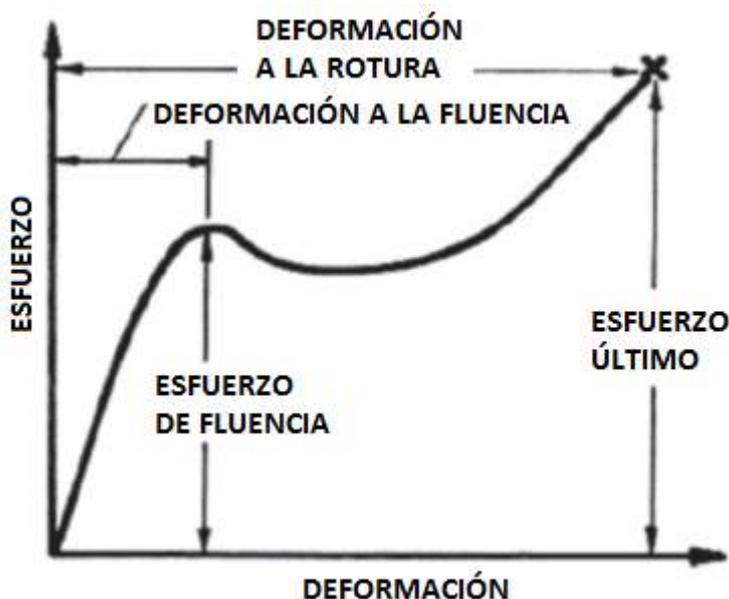


Figura 4.9 Curva esfuerzo – deformación para un polímero típico mostrando los parámetros más importantes de un ensayo de tracción.

Fuente: Scheirs (2009)

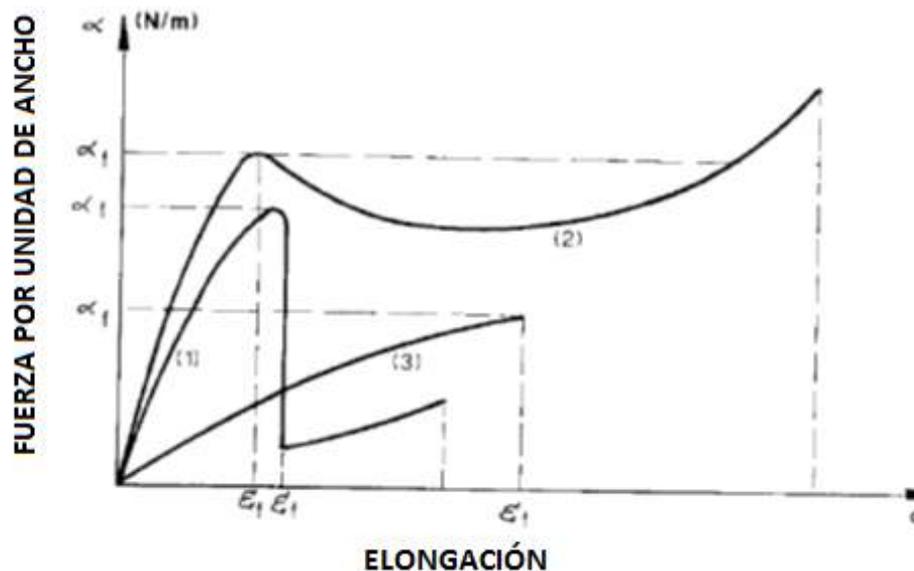


Figura 4.10 Modos de falla de las geomembranas

Fuente: ASTM D 4885 – 01

Las propiedades de las geomembranas están determinadas, principalmente, por la estructura del polímero (arquitectura de las cadenas), su peso molecular (longitud de las cadenas) y su cristalinidad (densidad y orden de empaquetamiento de las cadenas). Esta última es una de las propiedades más importantes de todos los polímeros, los cuales pueden exhibir formas tanto cristalinas como amorfas (Scheirs, 2009)

En la tabla 4.2 se puede ver el efecto del peso molecular en las propiedades de los materiales poliméricos. En términos generales, un incremento del peso molecular del polímero conlleva a un incremento en la resistencia mecánica de la geomembrana.

Tabla 4.2 Efecto del peso molecular sobre las propiedades de los polímeros

Propiedad	A medida que el peso molecular se incrementa
Resistencia a la tracción (punto de fluencia)	Incrementa
Alargamiento a la tracción	Incrementa
Rigidez	Incrementa
Resistencia al impacto	Incrementa
Resistencia a la formación de fisuras por tensión	Incrementa
Permeabilidad	Decrece
Resistencia química	Incrementa
Resistencia a la abrasión	Incrementa

Fuente: Scheirs (2009)

Además del peso molecular, el grado de cristalinidad de un polímero tiene una gran influencia sobre el comportamiento de las geomembranas poliméricas. El grado de cristalinidad de éstas varía desde un valor nulo hasta un 55 a 65% para el HDPE (ver tabla 4.3). El grado de cristalinidad tiene un efecto marcado sobre las propiedades de las geomembranas, especialmente sobre las propiedades mecánicas y la resistencia química (Schiers, 2009). Un incremento en el grado de cristalinidad conlleva a un incremento en la rigidez, en la resistencia a la tensión en el punto de fluencia y en la dureza, y a una reducción en la permeabilidad. Las moléculas perfectamente empaquetadas dentro de regiones ordenadas y alineadas del HDPE, por ejemplo, crean regiones densas con una alta cohesión intermolecular, las cuales son resistentes a la penetración por parte de químicos, gases y vapores. Este alto grado de cristalinidad del HDPE, hace que este material tenga una alta resistencia al ataque de químicos y una elevada resistencia a la tracción; sin embargo, esto también lo hace susceptible a daños por *stress cracking*¹⁴ (Scheirs, 2009). En contraste, la completa falta de cristalinidad de las geomembranas de PVC las hace susceptibles a la penetración y difusión por pequeñas moléculas. Este material se vuelve más suave o flexible y disminuye su resistencia a la tracción, pero no es susceptible de daños por *stress cracking*. En la figura 4.11 se aprecia el efecto de la reducción del grado de cristalinidad de las geomembranas y en la figura 4.12 se muestra la curva esfuerzo versus deformación de una geomembrana de PVC con diferentes concentraciones de plastificante Dioctil Ftalato (DOP por sus siglas en inglés), medido en phr¹⁵. Se puede observar que cuando disminuye el contenido de plastificante aparece un claro punto de fluencia en la curva esfuerzo-deformación.

Tabla 4.3 Valores típicos de cristalinidad para diferentes tipos de geomembranas

Polímero	Cristalinidad (%) (valores promedio)
HDPE	55
MDPE	40
LLDPE	15
VLDPE	10
FPP	5
CPE	1-2
PVC	0

Fuente: Scheirs (2009)

¹⁴ De acuerdo a la norma ASTM D883, el *stress cracking* se define como una grieta externa o interna que aparece en los plásticos causada por esfuerzos de tensión menores que su resistencia mecánica. El tipo más conocido de este crecimiento lento de grietas es el denominado “*environmental stress cracking*” o ESC, causado por las condiciones ambientales.

¹⁵ La concentración de aditivos o componentes de un material plástico se suele expresar en phr (parts per hundred of resin). Así por ejemplo, 5 phr significa que 5 libras de determinado componente se añadirán a 100 libras de resina.

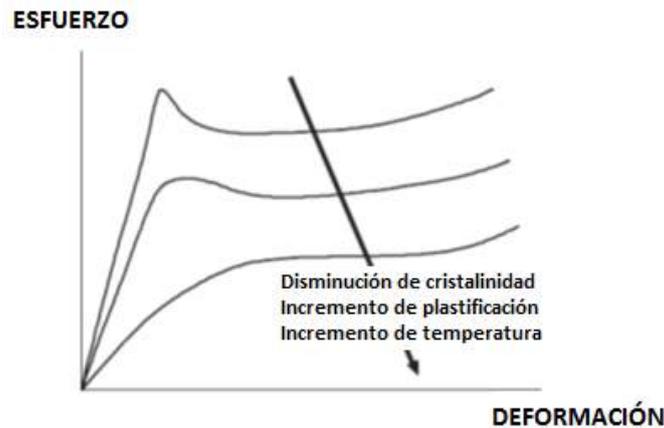


Figura 4.11 Efecto de la variación de la cristalinidad, plasticidad y temperatura sobre las propiedades mecánicas de las geomembranas de HDPE

Fuente: Scheirs (2009)

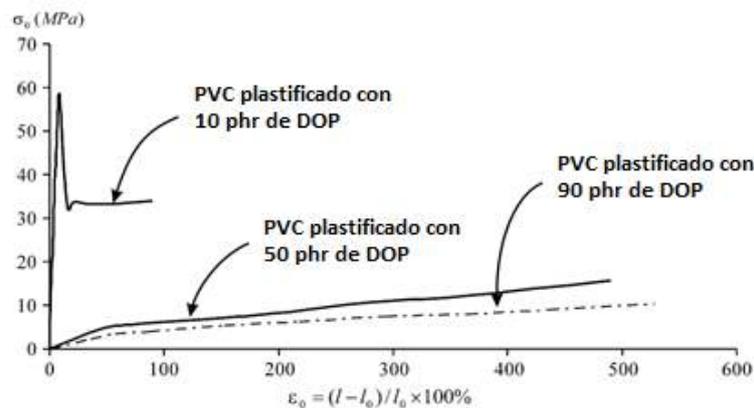


Figura 4.12 Curva esfuerzo versus deformación de PVC plastificado con diferentes cantidades de plastificante DOP (en phr)

Fuente: Scheirs (2009)

De acuerdo a lo mencionado en los puntos anteriores. Las geomembranas de HDPE en comparación con las de PVC tienen como ventaja su mejor resistencia a la radiación UV, pero las geomembranas de PVC presentan como principal ventaja su mayor flexibilidad. El PVC tiene una excelente ductilidad, por lo que se afirma que una geomembrana de PVC lisa de 30 mils de espesor es funcionalmente equivalente a una geomembrana de HDPE texturada de 60 mils de espesor. En la tabla 4.4 se muestra la comparación entre este tipo de geomembranas, haciendo énfasis en sus propiedades mecánicas, por lo que se puede concluir que las PVC tienen mejores prestaciones para el almacenamiento de biogás. En esta tabla también se describen las ventajas y desventajas de las geomembranas de LLDPE como una alternativa posible al HDPE.

Las propiedades mecánicas de las geomembranas se determinan mediante métodos estandarizados como el ASTM D638 (“Standard Test Method for Tensile Properties of Plastics”), el ISO 527-2 (“Plastics - Determination of tensile properties”), el ASTM D882 (“Standard Test Method for Tensile Properties of Thin Plastic Sheeting”), el ASTM

D4885 (“Standard Test Method for Determining Performance Strength of Geomembranes by the Wide Strip Tensile Method”) y el ASTM D5617 (“Standard Test Method for Multi-Axial Tension Test for Geosynthetics”). Este último método está diseñado para simular las condiciones de esfuerzo en servicio de las geomembranas, cuando están sometidas a esfuerzos en múltiples direcciones, como cuando se colocan como cubiertas sobre desechos para prevenir la emisión incontrolada de gases de vertedero como dióxido de carbono y metano (ver figura 4.13). En este test, una muestra de geomembrana es sujeta a los bordes de una cámara circular de un diámetro mayor a 45 cm (generalmente 60 cm), para luego aplicar una presión sobre la geomembrana usando aire o agua a presión, originando una deformación fuera de su plano y su posterior falla. En la figura 4.14 se puede apreciar la disposición típica para realizar este ensayo, y en la figura 4.15 se puede ver el estado inicial y final, previo a su ruptura, de una geomembrana de HDPE. La resistencia a la tracción de las geomembranas, se suele expresar en unidades de fuerza (newton o libra) por ancho de muestra (metros o pulgadas), tal como lo indica el método ASTM D 4885. Esto da como resultado valores de esfuerzo expresados en N/m o kN/m. Para obtener unidades de esfuerzo (pascales o psi), se debe dividir este valor entre el espesor de la muestra sometida a la prueba.



Figura 4.13 Deformación de una geomembrana debido a los gases producidos en un vertedero

Fuente: Ožbolt et al. (2004)

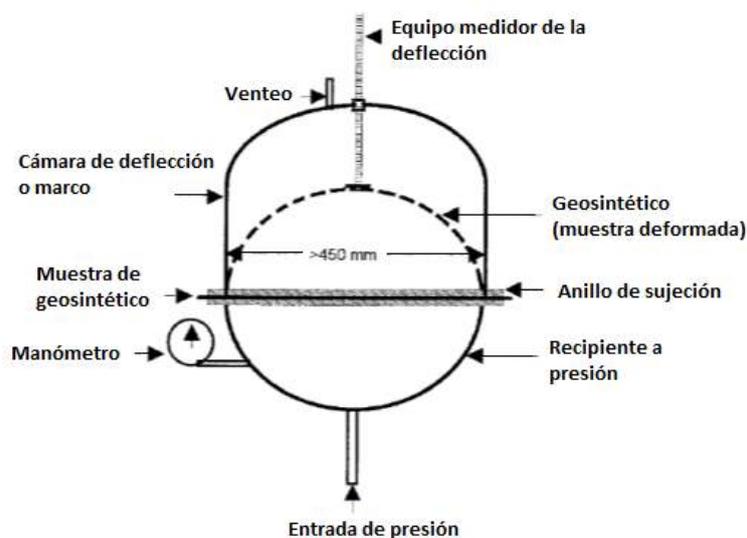


Figura 4.14 Disposición típica del ensayo de tensión multiaxial (ASTM D5617)

Fuente: ASTM D 5617 (1999)

Tabla 4.4 Comparación de tres tipos de geomembranas

Geomembrana	Ventajas	Desventajas
HDPE	<ul style="list-style-type: none"> - Buena resistencia a químicos. - Resistente a la radiación UV. - Relativamente barata. 	<ul style="list-style-type: none"> - Son duras y no flexibles. Tienen poca resistencia a perforaciones y pobres propiedades multiaxiales. - Exhiben un pico pronunciado en su curva esfuerzo versus deformación por lo que tienden a sufrir un fallo abrupto. Tienen poca elongación elástica. - Por ser un plástico cristalino está sujeto a daños por <i>stress cracking</i> ambiental. Además, por su mayor densidad de resina, mayor es la probabilidad de sufrir este tipo de daño.
LLDPE	<ul style="list-style-type: none"> - Mejor flexibilidad que el HDPE. - Buenas propiedades de tensión multiaxial. 	<ul style="list-style-type: none"> - Menor resistencia UV que el HDPE. - Menor resistencia química que el HDPE.
PVC	<ul style="list-style-type: none"> - Son flexibles y fáciles de manejar. Se ajustan fácilmente a los sitios y son difíciles de perforar. - Experimentan una relativa gran elongación antes de su falla (mayor al 250%). Debido a que es un material amorfo, no presenta un punto de fluencia por lo que su elongación de falla es su elongación en el punto de ruptura. - No es susceptible a daños por <i>stress cracking</i> ambiental. Tampoco cuando está expuesto a tensiones multiaxiales. 	<ul style="list-style-type: none"> - Pobre resistencia a los rayos UV y el ozono, a menos que sea especialmente formulada (más cara). - Pobre resistencia a la intemperie. - Disminuyen su rendimiento en temperaturas bajas y elevadas.

Fuente: Schiers (2009); Premier Polyfilm Ltd (s.f.)



Figura 4.15 Prueba ASTM D5617 llevada a cabo en una geomembrana de HDPE

Fuente: Captura de YouTube “Multiaxial ASTM D5617”

Los valores de resistencia a la tensión obtenidos mediante un ensayo multiaxial son normalmente menores que los obtenidos en otros ensayos como el ASTM D-4885 (Scheirs, 2009). Cuando sólo se consideran los resultados de ensayos de tensión uniaxial, se puede concluir que una geomembrana tiene una alta resistencia a la tracción y que puede resistir una gran deformación; sin embargo, observando los resultados en ensayos multiaxiales, se puede notar que éste es el que mejor describe las condiciones de esfuerzo

y el comportamiento de las geomembranas, como cuando son usadas como parte de cubiertas de vertederos. (Ožbolt et al., 2004). Estas condiciones de esfuerzo son las mismas que se dan en el plástico de un biodigestor tubular (modelo taiwanés).

En la tabla 4.5 se listan los valores de esfuerzos en el punto de fluencia (límite elástico) de diversos tipos de geomembranas.

Tabla 4.5 Resistencia mecánica de las geomembranas de HDPE (resistencia mecánica) y de PVC (resistencia a la tracción)

Geomembrana	Espesor	Resistencia mecánica	Tipo de ensayo	Fuente
HDPE	2.5 mm	12 – 13 MPa	Multiaxial (ASTM D5617)	Ožbolt et al. (2004)
HDPE	0.75 mm	14.7 MPa (11 kN/m)	Uniaxial (ASTM D6693)	Environment Agency. UK Government
	1 mm	15 MPa (15 kN/m)		
	1.25 mm	14.4 MPa (18 kN/m)		
	1.5 mm	14.7 MPa (22 kN/m)		
PVC	0.25 mm (10 mils)	16.8 MPa (4.2 kN/m)	Uniaxial (ASTM D882)	PVC Geomembrane Institute (PGI). University of Illinois
	0.51 mm (20 mils)	16.5 MPa (8.4 kN/m)		
	0.76 mm (30 mils)	16.8 MPa (12.8 kN/m)		
	1.02 mm (40 mils)	16.7 MPa (17.0 kN/m)		
	1.27 mm (50 mils)	16 MPa (20.3 kN/m)		
	1.52 mm (60 mils)	15.8 MPa (24 kN/m)		

Fuente: Elaboración propia

4.1.4.3 Relación largo/diámetro

La relación largo/diámetro de los biodigestores tubulares, generalmente, está comprendida entre 3:1 y 10:1 (Poggio, 2007). Es importante mantener la relación largo – diámetro del biodigestor tubular dentro de ciertos límites (Arnott, 1985):

1) Si el digestor es demasiado largo y delgado, la mezcla fresca no se mezclará adecuadamente con las bacterias activas y el proceso de digestión tardará en empezar. La materia fresca debe entrar en contacto con la materia orgánica de días previos, la cual está en etapas activas de descomposición, especialmente la etapa final de producción de metano.

2) En cambio, si un digestor es demasiado corto o ancho, las etapas biológicas no se separarán lo suficiente. Digestores cuadrados y redondos producen menos gas y un fertilizante menos sanitario que digestores largos. Parte de la mezcla fresca saldrá sin haber sido completamente digerida.

Se ha estudiado la influencia de la relación L/D sobre la producción de biogás pero los resultados son divergentes (Poggio, 2007). Thy et al. (2005), utilizando biodigestores con relaciones L/D de 8:0.6, 5:0.6, 3:0.6 y 2:0.6m, concluyeron que la relación L/D no afecta la tasa de producción de biogás ni la proporción de nitrógeno amoniacal (NH₃-N) en el nitrógeno total del efluente, es decir, su calidad como fertilizante. De acuerdo a Arnott (1985), relaciones L/D entre 8:1 y 3:1 deben ser los extremos de las dimensiones de un biodigestor, siendo la relación 5:1 la mejor. Un digestor fuera de estas relaciones no producirá suficiente cantidad de gas o un fertilizante de calidad como un digestor de la misma capacidad (volumen) pero con una mejor forma (Arnott, 1985). En la presente investigación se elige una relación L/D de 5.

4.1.4.4 Inclinación

La instalación del biodigestor tubular, yendo cuesta abajo desde la entrada hasta la salida, cuando se instala en la zanja debe hacerse con cierta inclinación para permitir que la mezcla fluya desde la entrada hacia la salida. Esto además hace posible la separación longitudinal de las fases de acidogénesis y metanogénesis (Rajendran et al., 2012). Esta inclinación no debe ser mayor de 2 o 3 grados, ya que una inclinación mayor hará que la mezcla fluya demasiado rápido a través del digestor (Arnott, 1985). En esta investigación se considera adecuada una inclinación de 3 grados

4.1.5 Temperatura de funcionamiento

La temperatura es uno de los parámetros más importantes de la digestión anaeróbica, pero uno de los más difíciles de mantener en los biodigestores domésticos. La digestión anaeróbica es un proceso dependiente de la temperatura: la temperatura promedio afecta la velocidad de reacción del proceso, mientras que las fluctuaciones pueden afectar la estabilidad de éste (Perrigault et al., 2012)

La cantidad de biogás producido por una temperatura en el rango mesofílico con un bajo TRH, es comparable al biogás producido con una temperatura psicofílica y un elevado TRH (mayores volúmenes de digestor). Una mayor temperatura permite aumentar la biodegradabilidad de la biomasa, sobre todo con compuestos recalcitrantes a la hidrólisis como la celulosa, compuesto mayormente presente en el estiércol vacuno. Aunque no exista un modelo para predecir la producción de metano en función de la temperatura, como regla de diseño básica puede considerarse que la velocidad de producción de biogás

se duplica cada 10 °C de aumento de temperatura en el rango de 15-35 °C (Poggio et al., 2009).

Para aumentar la producción de biogás se debe incrementar la temperatura de la parte líquida (mezcla agua y estiércol) y minimizar sus variaciones a lo largo del día, evitando reducciones drásticas de temperatura. Las diferentes tecnologías para realizar esto son: el uso de intercambiadores de calor en el interior o en las paredes del biodigestor utilizando agua como fluido térmico, el cual puede ser calentado por colectores solares, por la combustión directa del biogás producido o por el calor recuperado de los gases de combustión de máquinas térmicas (generadores de electricidad a biogás, por ejemplo); precalentado de la alimentación haciendo uso de agua caliente para diluir el sustrato; usando aislantes térmicos entre las paredes del biodigestor y el suelo; construyendo un invernadero que cubra el biodigestor; y utilizando una cubierta móvil (cortina térmica) para cubrir la superficie libre del biodigestor durante las noches y periodos fríos.

Dada la simplicidad de las plantas de biogás a escala doméstica, una de las fuentes de energía adecuada y disponible para el medio rural es la energía solar. El uso del biogás producido para calentar el biodigestor requiere de instalaciones complejas con un costo inicial elevado (intercambiador, bomba, etc.), y de una operación y mantenimiento complicado no adecuados para las plantas de pequeña escala, por lo que se deben considerar en instalaciones medias y grandes (granjas con muchos animales). Fenómenos de *self-heating* de las plantas de biogás son raros y circunscritos a instalaciones de gran volumen y con alimentaciones ricas en carbohidratos (papas, maíz, etc.) (Poggio, 2007). Los sistemas que usan la energía solar pueden dividirse en dos categorías: los sistemas térmicos para generar calor y los sistemas fotovoltaicos para producir electricidad. A su vez, los sistemas térmicos se pueden dividir en sistemas activos y pasivos (Taha, 2003):

- **Sistemas activos:** Consisten en colectores que absorben la radiación solar, y ventiladores o bombas eléctricas que transfieren y distribuyen el calor desde el colector hacia fluidos (líquidos o aire). También pueden tener un sistema de almacenamiento que proporciona calor cuando no hay sol. Tienen como desventajas: son más caros en comparación con los sistemas pasivos, requieren grandes áreas de colector, su operación depende de otras fuentes de energía, deben ser controlados regularmente (se deben analizar señales y manejar dispositivos de control), y son necesarias numerosas operaciones de mantenimiento al año. Aunque estos sistemas son más costosos, éstos pueden ser más efectivos para alcanzar y mantener las temperaturas deseadas debido a su naturaleza más controlable (Weatherford, 2010).

Ejemplo de estos sistemas es el modelo desarrollado por Gupta, Rai y Tiwari en 1986 (citado en Weatherford, 2010), para el calentamiento mediante colectores solares de un biodigestor de cúpula fija bajo tierra (ver figura 4.16). Otro ejemplo es el diseño y modelo matemático presentado por Axaopoulos et al. (2001) en Grecia, para un digestor de flujo pistón de 45 m³ con cobertura de plástico y con un colector solar que funciona como techo para la protección de ésta (ver figura 4.17). Como se puede apreciar en estas imágenes, la desventaja de estos sistemas es la dependencia de otras fuentes de energía para el accionamiento de la bomba.

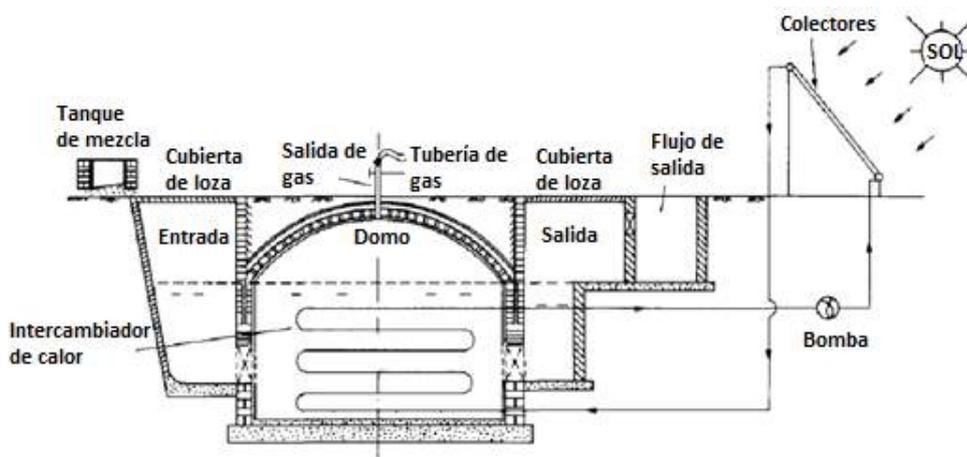


Figura 4.16 Biodigestor de domo fijo integrado con colectores solares

Fuente: Gupta, Rai y Tiwari (1986), citado en Weatherford (2010)

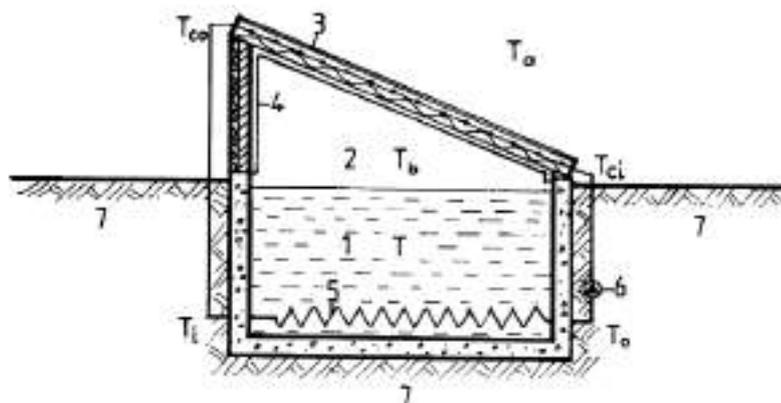


Figura 4.17. Biodigestor rectangular enterrado y calentado mediante colector solar

Fuente: Axaopoulos et al. (2001)

- **Sistemas pasivos:** En lugar de utilizar bombas o ventiladores para distribuir el calor como los sistemas activos, aprovechan las fuerzas naturales de transferencia de calor de conducción, convección y radiación. Estos sistemas consisten en un vidrio o película de plástico para coleccionar el calor, y materiales macizos estructurales (ladrillos, cemento o recipientes de agua) para almacenar el calor. Estos materiales tienen la habilidad de absorber el calor para luego emitirla lentamente hacia las áreas cercanas más frías. Son normalmente más sencillos que los sistemas activos, y presentan las siguientes ventajas: su funcionamiento es natural y normalmente libre de mantenimiento, sus costos suelen ser más bajos que los sistemas activos, el dispositivo de almacenamiento pasivo es típicamente un piso, pared o techo y no necesitan de un espacio extra tal como los sistemas activos.

La energía térmica puede ser almacenada como calor sensible, calor latente o una combinación de ambos, siendo la primera la forma más común y menos costosa de almacenar calor en los sistemas pasivos (Taha, 2003). La técnica más común

para la calefacción pasiva de biodigestores consiste en añadir un invernadero para capturar y almacenar el calor del sol (Weatherford, 2010).

Dada la simplicidad y bajo costo de los sistemas pasivos, en esta investigación se plantea el uso de un invernadero y de un material aislante entre las partes del digestor que entran en contacto con la zanja (paredes laterales y fondo). Los primeros estudios sobre el uso de invernaderos para calentar biodigestores y el desarrollo de modelos matemáticos de transferencia de calor en éstos, fueron desarrollados para biodigestores de cúpula flotante. Por ejemplo: los diseños realizados por Dayal et al. (1985) y Sodha et al. (1987) citados en Weatherford (2010) (ver figura 4.18).



Figura 4.18. Estructura de invernadero sobre un biodigestor de domo flotante de 80 m³ en India

Fuente: Weatherford (2010)

El uso de un invernadero para el calentamiento de digestores tubulares de polietileno fue introducido por primera vez por Jaime Martí Herrero en el año 2003 (Martí Herrero, 2007). En estos diseños, para mantener los bajos costos y mejorar el almacenamiento de calor, el biodigestor se instala sobre una zanja cavada en el suelo (mientras mayor es su profundidad menor son las variaciones de temperatura), el techo del invernadero es realizado con polietileno (carpa solar), las paredes son de adobe, y se usa paja para aislar las paredes del biodigestor, de manera similar al observado en la figura 4.19.

Sin embargo, de acuerdo con datos tomados por Garfi et al. (2011), en un biodigestor tubular de 10 m³ de volumen total ubicado en Cajamarca (2800 m.s.n.m.), a pesar de que la temperatura dentro del invernadero fue siempre mayor, mantenida entre 15 y 60°C, que la temperatura ambiente, entre 10 y 30 °C, la temperatura del líquido dentro del digestor permanece casi constante en 20 °C (ver figura 4.20). Es decir, existe una correlación entre la temperatura ambiente y la del invernadero, pero no entre la temperatura de este último y la de la fase líquida del biodigestor. Las causas de esto son la reducción de la transferencia de calor desde el invernadero hasta el líquido por parte de la fase gaseosa y debido a la formación de la capa de espuma natural y nata sobrenadante en la parte superior de la suspensión líquida (Garfi et. al, 2011).



Figura 4.19 Estructura de invernadero sobre biodigestores tubulares
Fuente: Martí Herrero (2008) izquierda y Weatherford (2010) derecha

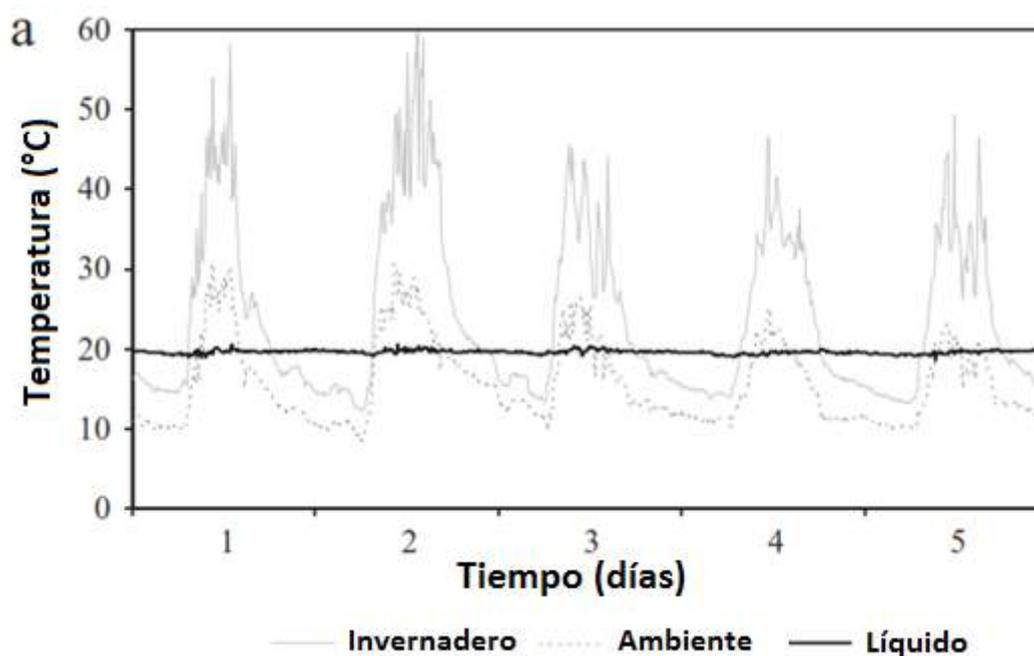


Figura 4.20 Distribución de temperaturas para un biodigestor tubular plástico
Fuente: Garfí et al. (2011)

Esto hace que el efecto del invernadero sobre la temperatura del proceso anaeróbico “sea dudoso”, por lo que no sería recomendable la implementación de un invernadero debido al incremento en los costos iniciales de la instalación (Garfí et. al, 2011). A pesar de que estos autores consideran dudosa la utilidad del invernadero en el incremento de la temperatura, en esta investigación sí se propone su construcción para aprovechar en alguna medida elevados niveles de radiación solar de nuestra región. Esto generará una estratificación de la temperatura dentro del líquido del biodigestor, por lo que mientras mayor es la profundidad vertical del punto donde se mide la temperatura menor es la variación diaria de ésta; tal como se reporta más adelante. Además, como se mencionó antes, el uso de invernadero permite mantener una temperatura más o menos uniforme de funcionamiento minimizando el efecto de posibles disminuciones drásticas en la temperatura ambiental.

Debido a que la ciudad de Piura, cómo cualquier ciudad vecina a la línea ecuatorial, no tiene estaciones marcadamente diferentes y, por tanto, no existe una gran diferencia de temperatura entre éstas. Teniendo en cuenta lo expuesto en los párrafos anteriores, se considera que las temperaturas ambientales de Piura fluctúan aproximadamente entre 20 °C y 30 °C, por lo que las temperaturas internas estarán alrededor de 25 °C.

4.1.5.1 Diseño del invernadero

Cuando se utilizan films de polietileno como invernaderos para aumentar la temperatura de funcionamiento del biodigestor (tal como se explica más adelante), se debe tener en cuenta que su vida útil, por estar directamente expuestos al sol, es de aproximadamente dos años tal como se indicó antes, por lo que tendrán que ser cambiados después de este periodo.

La mayoría de los invernaderos construidos utilizan geomembranas de polietileno para la cobertura debido a su bajo costo y facilidad de instalación (Poggio, 2007). Perrigault (2010) fue el primero en estudiar el comportamiento térmico de un bidigestor tubular de plástico con invernadero a una agua o pendiente (ver figura 4.21) y en proponer un modelo matemático de transferencia de calor unidimensional (1 – D). En la figura 4.22 se presenta la notación empleada en dicho estudio y en la tabla 4.6 se presentan los valores de cada parámetro mostrado en esta figura. Estos diseños de invernadero son comunes en los biodigestores construidos por Martí Herrero (2008) en Bolivia. Algunos biodigestores instalados en Cajamarca también poseen este tipo de invernadero, en cambio los instalados en Cusco cuentan con invernaderos con cubierta a dos aguas, tal como se menciona en Ferrer et al. (2011).

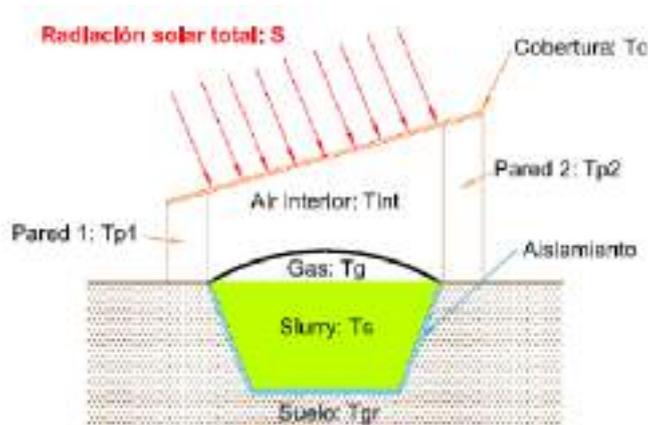


Figura 4.21 Biodigestor tubular con invernadero a una agua

Fuente: Perrigault (2010)

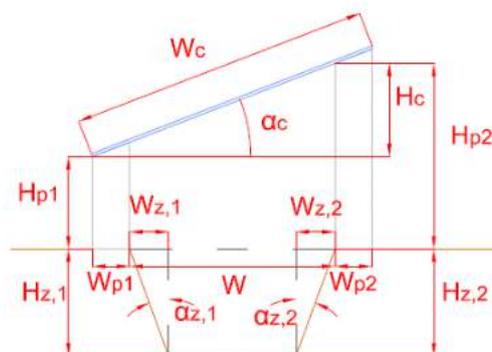


Figura 4.22. Notación utilizada en el modelo de transferencia de calor de Perrigault (2010)

Fuente: Perrigault (2010)

Tabla 4.6 Valores utilizados en el modelo de transferencia de calor de Perrigault (2010)

Dimensión	Valor
$W_z = W_{z,2} = W_{z,1}$	0.23 m
$\alpha_z = \alpha_{z,1} = \alpha_{z,2}$	18.2°
$H_z = H_{z,1} = H_{z,2}$	0.7 m
$W_p = W_{p1} = W_{p2}$	0.3 m
Hc	0.53 m
α_c	16.4 °
Wc	1.88 m
Hp1	0.5 m
W	1.2 m
Longitud total del biodigestor con invernadero	5.6 m
Longitud de la zanja	5 m
Volumen del biodigestor	3.6 m ³

Fuente: Perrigault (2010)

El estudio de Perrigault (2010) y el modelo matemático desarrollado se basó en biodigestores instalados en el campus de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco (UNSAAC) (ver figura 4.23). Sin embargo, el modelo matemático desarrollado (escrito en MATLAB 2008) no pudo ser validado. De acuerdo con este autor, una mejora del diseño estudiado sería la implementación de un invernadero de dos aguas (doble techo), el cual permitiría limitar el enfriamiento nocturno debido a la formación de una cámara de aire la cual aumenta la resistencia térmica y corta la convección con el aire exterior.



Figura 4.23. Biodigestores de planta piloto en Cusco

Fuente: Perrigault (2010)

Weatherford (2010) continuó con el trabajo de Perrigault (2010) en las mismas instalaciones de la UNSAAC, diseñando un modelo de transferencia de calor 1-D para un biodigestor ($V_L = 2.5 \text{ m}^3$) con un invernadero a dos aguas. Para esto se hicieron modificaciones en el código de MATLAB de Perrigault (2010) para incorporar el efecto de tener un invernadero de dos aguas en lugar de una sola. Weatherford (2010) comparó mediante simulación el comportamiento de un biodigestor con invernadero a una y dos aguas para un periodo del mes de marzo, concluyendo que el de doble techo logra una temperatura superior (alrededor de $2 \text{ }^\circ\text{C}$ en promedio) que el invernadero a un agua (ver figura 4.24).

Weatherford (2010) también pudo validar el modelo con mediciones de la temperatura ambiente, de la temperatura dentro del invernadero y dentro del biodigestor (temperatura del gas y del líquido en diferentes puntos), además de la velocidad del viento y de la radiación solar del lugar; datos tomados durante un periodo de cinco días (25 a 30 de marzo de 2010).



Figura 4.24 Comparación de la temperatura interna de un biodigestor tubular con invernadero a una y dos aguas

Fuente: Weatherford (2010)

Con respecto a la inclinación del techo del invernadero, se debe tener en cuenta que el ángulo de inclinación óptimo depende de la latitud geográfica del sitio y de la época del año (Taha, 2003). De acuerdo con los resultados de las simulaciones de Perrigault (2010), para un invernadero a una agua, la inclinación que permite recibir la máxima radiación solar anual es la que más se aproxima a la latitud del lugar. Un resultado similar obtuvo Taha (2003) de un estudio realizado en la ciudad alemana de Hannover ($52^{\circ}28'$ de latitud norte), donde el sol al medio día se encuentra en un ángulo elevado (67°) en verano (junio) y en un ángulo bajo (15°) en invierno (diciembre). Este autor simuló la radiación solar directa promedio mensual dentro de un invernadero para diferentes pendientes de techo (10° a 60°). Se puede apreciar que la máxima radiación anual se da para una inclinación de 50° (ver figura 4.25).

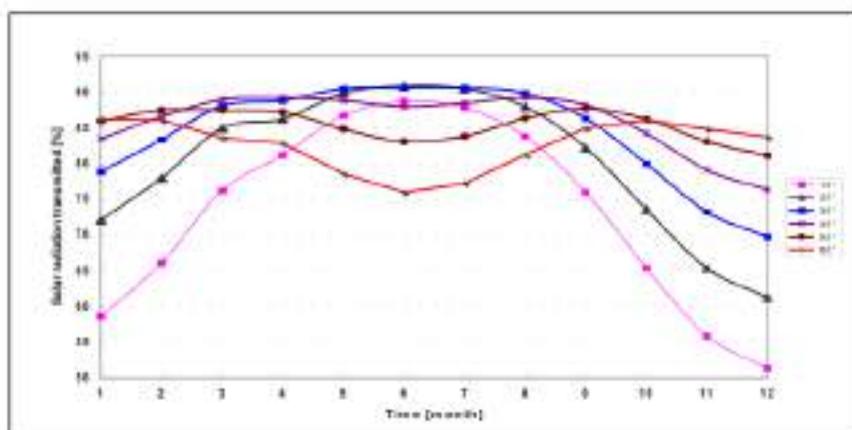


Figura 4.25 Relación entre el valor promedio mensual de energía solar radiante a través de un material de cubierta y el mes del año para ángulos de inclinación entre 10° y 60°

Fuente: Taha (2003)

Con respecto a la distribución de temperaturas dentro del líquido. De acuerdo a los datos experimentales mostrados en el estudio de Weatherford (2010), la parte líquida muestra un gradiente vertical de temperatura de hasta 6°C (ver figura 4.26) entre la capa superior (a 5cm) y la más profunda (a 60 cm). Como se puede apreciar, a partir de 30 cm de la superficie (mitad del líquido) la temperatura permanece casi constante, con un gradiente menor a 2°C .

Aunque no se estudió el comportamiento térmico de un biodigestor sin invernadero, en base a esta distribución de temperaturas se puede concluir lo siguiente:

- La capa superior del líquido tiene la menor inercia térmica comparada con el resto del líquido, alcanza temperaturas significativamente mayores por la influencia del invernadero y de la temperatura ambiente, siendo la radiación solar el proceso de transferencia de calor gobernante. El sol calienta el plástico de la campana de gas (por radiación y convección con el aire del invernadero), el cual a su vez calienta la capa superior del líquido por radiación y convección a través del biogás.

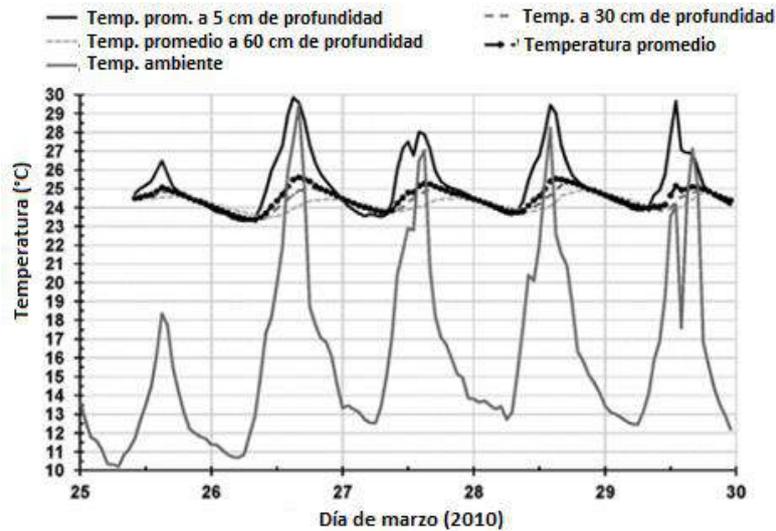


Figura 4.26 Distribución de temperaturas promedio dentro del digestor tubular, correspondientes a 5 cm, 30 cm y 60 cm debajo de la superficie del líquido, y la temperatura promedio de éstas

Fuente: Perrigault, Weatherford, Martí Herrero y Poggio (2012).

Debido a su mayor facilidad de instalación, en esta investigación se plantea utilizar un invernadero a una agua con una inclinación de su techo de 7° , teniendo en cuenta que la ciudad de Piura se encuentra entre los $4^\circ 5'$ y $6^\circ 22'$ de latitud sur. Este tipo de invernadero a un agua permite aprovechar al máximo la radiación solar, mientras que el invernadero a dos aguas es recomendable cuando existen limitaciones en cuanto a las posibilidades de orientación y colocación del biodigestor (Perrigault, 2010).

4.1.5.2 Orientación de la instalación

La orientación, acimut o acimut (Ω) de una superficie captante es el ángulo en grados sexagesimales medido desde el Norte (o Sur) a la perpendicular al eje longitudinal de dicha superficie, tal como se muestra en la figura 4.27.

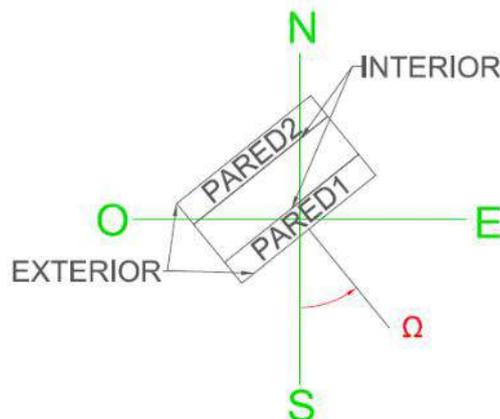


Figura 4.27 Acimut de invernadero medido desde el sur

Fuente: Perrigault (2010)

Perrigault (2010) simuló la radiación solar total diaria recibida por una superficie con inclinación de 20° , para distintos grados omega de inclinación (ver figura 4.28). Para este caso de invernadero a una agua, se puede concluir que la orientación que recibe la máxima radiación anual (valor mostrado entre paréntesis en la figura 4.28) es aquella que tiene una orientación Este – Oeste, es decir, $\Omega = 0^\circ$. Esto coincide con lo señalado por Weatherford (2010), el cual recomienda un invernadero a una agua para una instalación de orientación Este - Oeste, mientras que un invernadero a dos aguas para aquellas que se orienten de Norte a Sur ($\Omega = 90^\circ$). Por lo tanto, la inclinación del biodigestor con invernadero a una agua deberá ser de este a oeste.

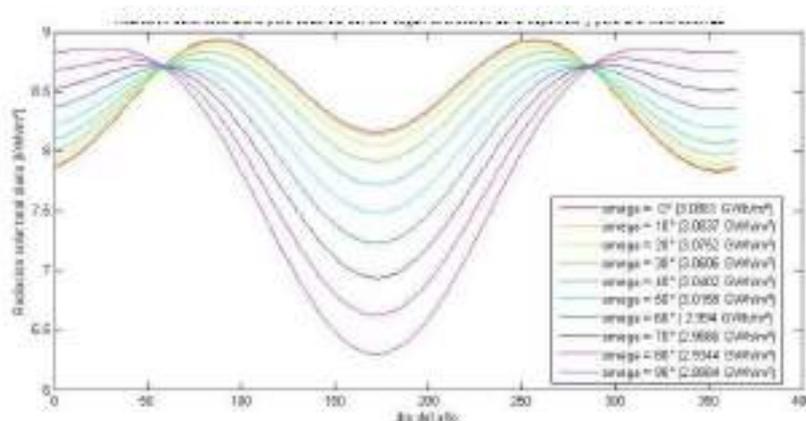


Figura 4.28 Radiación solar total diaria para cada día del año según la orientación de la superficie y para una inclinación de 20° (con la horizontal) de esta superficie

Fuente: Perrigault (2010)

4.1.5.3 Aislamiento del biodigestor

Las bacterias y sobretodo las metanogénicas son sensibles al cambio repentino de temperatura del medio en el cual crecen. Debido a que las demás bacterias (fermentativas y acidogénicas) son menos sensibles a estos cambios de temperatura, éstas continúan produciendo ácidos grasos volátiles (VFA) durante la inactividad metanogénica, por lo que se puede desarrollar en un medio demasiado ácido, difícil de recuperar incluso después de que se haya estabilizado la temperatura (Poggio, 2007). De aquí la importancia de un aislamiento adecuado del digestor y la práctica difundida de construirlo bajo tierra, y así evitar estos desequilibrios en la población microbiana (Poggio, 2007).

De acuerdo con el modelo matemático estudiado por Weatherford (2010), el parámetro de diseño que quizás más influye en la temperatura promedio del líquido es el espesor del aislamiento, considerado constante tanto en la base y en los lados del biodigestor; incluso por encima de la temperatura ambiente y la velocidad del viento. Dicho autor considero una conductividad térmica de 0.32 W/m.K de la paja, la cual fue asumida compacta y de un espesor constante en su investigación.

En la presente investigación no se plantea la utilización de paja para el aislamiento del biodigestor por tres razones principales. La primera porque la instalación de biogás no está pensada para regiones con climas extremos sino para aquellas con climas cálidos y

altos niveles de radiación solar, como por ejemplo la ciudad de Piura. La segunda porque es difícil conseguir una distribución uniforme (espesor constante) de la paja entre la zanja y el biodigestor, lo que influye en el volumen líquido final del biodigestor. Y por último, porque el material del biodigestor (geomembrana de PVC) está diseñado para trabajar en contacto con el suelo debido a su buena flexibilidad, tal como se describió en el punto 4.1.4.2 de este capítulo, lo que le da una buena resistencia al punzonamiento (perforación). Es por esto que será necesario que la zanja tenga una superficie lo más plana posible, evitando que alguna piedra afilada o raíz pueda perforar la geomembrana. El biodigestor, por lo tanto, adoptará la forma de la zanja donde es instalado, cuyas dimensiones se determinan en el apartado 4.2 de este capítulo.

4.1.6 Parámetros de funcionamiento y producción de biogás

En general, la producción promedio de biogás oscila entre 0.3 y 0.5 m³/kg SV o alrededor de 0.35 m³ CH₄/kg DQO degradado (Moncayo, 2013). En la práctica es imposible estimar con exactitud la producción de biogás de una determinada materia prima o mezcla, porque no es posible determinar la proporción exacta de nutrientes y componentes de ella, y las mediciones que se puedan hacer nos darán datos puntuales sobre su contenido de nutrientes, porque éste puede variar en la biomasa día a día (Moncayo, 2013).

De acuerdo a lo mostrado en el capítulo anterior, la producción de biogás a partir del estiércol animal, así como de cualquier otra materia prima, está en función de la cantidad de sólidos volátiles presentes. Es por esto que el volumen de biogás obtenido por kg de estiércol fresco dependerá básicamente de la composición de éste (% SV) y del rendimiento o volumen de biogás que se obtiene por cada kg de SV con que se alimenta al digestor (ver figura 4.29 y ecuación 4.1). Este factor de producción es diferente según la materia prima porque éste representa las diferentes proporciones en las que se encuentran macromoléculas como proteínas, lípidos y carbohidratos dentro del sustrato, pues cada una de éstas tiene un potencial de biogás (o metano) distinto, de acuerdo a lo visto en el capítulo anterior.

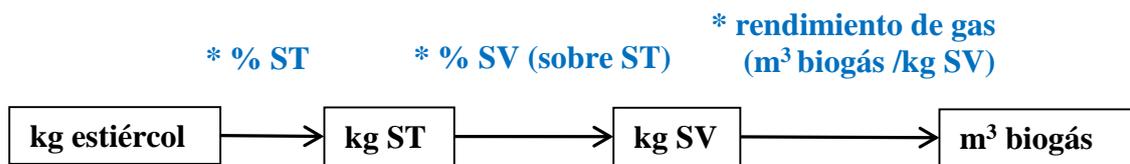


Figura 4.29 Producción de biogás a partir del estiércol animal

Fuente: Elaboración propia

$$\frac{m^3 \text{ biogás}}{\text{día}} = \frac{\text{kg estiércol fresco}}{\text{día}} * \% MS * \% MV (\text{de MS}) * \text{Rendimiento de gas} \left(\frac{m^3 \text{ biogás}}{\text{kg SV}} \right) \quad (4.1)$$

Dado que no se puede controlar la composición del estiércol se recomienda que, antes del dimensionamiento de la planta de biogás, se haga un análisis para determinar características como: % de ST, % de SV, pH, relación C/N, entre otras. En esta investigación se asumen composiciones típicas del estiércol de vacuno y porcino, las cuales sirven como guías para determinar los kg necesarios de estiércol al día.

Con respecto al factor de producción, dado que éste depende del tipo de digestor utilizado y de sus parámetros operacionales como temperatura interna y TRH, en los siguientes puntos se elegirán los parámetros adecuados de funcionamiento de un digestor tubular de bajo costo (modelo taiwanés) en base a resultados experimentales obtenidos por diversos autores en este tipo de digestores, utilizando como materia prima tales desechos animales. Se debe tener en cuenta que los resultados presentados anteriormente para la influencia de factores como la COV y el TRH sobre la producción de biogás, se obtuvieron de ensayos experimentales en laboratorio y no representan exactamente el comportamiento del modelo taiwanés, debido las diferencias mostradas al inicio de este capítulo.

Se debe tener en cuenta que la digestión anaeróbica de cualquier desecho se puede hacer inestable principalmente debido a dos factores: lavado o *washout* de la masa bacteriana ($TRH < TRH_{\min}$) o inhibición por sustancias tóxicas presentes en el desecho o por compuestos químicos como el amoníaco no ionizado o los AGV, siendo estos últimos los más comunes en los desechos animales. El estiércol de gallina y de cerdo tienen características similares como su alto contenido en nitrógeno y en materia orgánica biodegradable. Debido a la mayor naturaleza inhibitoria del desecho de gallinas (mayor contenido de AGV por gramo de SV), este estiércol requerirá siempre menores COV (o mayores tiempos de retención) y menores concentraciones del afluente (c_0). De acuerdo con esto Hill (1983b, 1983c y 1983d), para una operación estacionaria luego de que se haya desarrollado la suficiente cantidad de bacterias, recomienda valores operacionales para la digestión anaeróbica de estos tres tipos de estiércol (ver tabla 4.7), lográndose una menor producción diaria con estiércol de ganado lechero por su menor biodegradabilidad. Sin embargo, los bajos TRH (o altas COV) presentados en esta tabla no son adecuados para lograr el máximo rendimiento de metano (aprovecharlo al máximo) en digestores domésticos como el modelo taiwanés que en esta investigación se plantea. Largos TRH son necesarios para la digestión de estiércol animal, no solo por la presencia de compuestos orgánicos complejos, sino también debido a la alta concentración de nitrógeno amoniacal, el cual afecta la descomposición anaeróbica (Álvarez, Villca y Lidén, 2006). Concentraciones de amonio debajo de 200 mg/l son beneficiosas para los microorganismos anaeróbicos (Lansing et al., 2008). Además, mayores valores de amonio elevan el pH, lo que mejora la calidad del biogás; pero si el amoníaco alcanza valores superiores a 2 g/l, la producción de biogás se verá inhibida (Lansing et al., 2008).

Tabla 4.7 Parámetros típicos de funcionamiento recomendados para la producción de biogás a partir de estiércol animal

Desecho	Temperatura (°C)	c_0 (g SV/l)	COV (kg SV /m ³ .día)	TRH (días)
Gallina	35	40	2.7	15
Cerdo	35	60	5	12
Vaca	40	80 a 90	8 a 11	8

Fuente: Hill (1983b, 1983c y 1983d)

A mayor contenido de lípidos (grasa) en el influente (menor pH) mayor cantidad de biogás se producirá pero con un contenido cada vez menor de metano. Por tanto sería provechoso hacer la co-digestión de estiércol animal con una pequeña cantidad de grasa; por ejemplo estiércol de cerdo mezclado con 2.5 % (en volumen) de grasa usada de cocina (Lansing et al., 2010).

4.1.6.1 Sólidos totales y concentración del afluente

En esta investigación, los valores elegidos de % de ST en la mezcla se encuentran alrededor del valor mínimo (8%) sugerido para digestores de flujo pistón. Esto debido a que el modelo taiwanés, sin agitación, se caracteriza por una alta retención de sólidos (Garfí et al., 2011; Lansing et al., 2008); por lo que, para evitar que la acumulación de sólidos en el fondo del digestor reduzca el TRH y por tanto, la producción de biogás, se recomienda usar bajas diluciones. Así por ejemplo, Lansing et al (2008) usando diluciones muy elevadas (< 1% ST), de 4.57 g ST/l (3.13 g SV/l) y 2.18 g ST / l (1.39 g SV/l), para estiércol vacuno y porcino, respectivamente, reportó una operación de ambos biodigestores por más de tres años sin que ocurra una saturación de sólidos en su interior.

La concentración del afluente se definió como la cantidad de SV por volumen de mezcla que se ingresa diariamente al digestor (g SV/l o kg SV/m³), y puede determinarse según el % ST de dicha mezcla. De esta manera, teniendo en cuenta la fórmula que se dedujo en el capítulo anterior, se puede determinar la c_0 por cada volumen de mezcla que contenga 1 kg de estiércol:

$$c_0 = \frac{SV (g)}{\text{volumen de mezcla (l)}} = \frac{(\% ST / 100) * (\% SV \text{ de } ST / 100) * 1000 g}{l_{\text{agua}} + l_{\text{estiércol}}} \quad (4.2)$$

$$c_0 = \frac{\% ST * (\% SV \text{ de } ST)}{10 \left(\underbrace{\frac{\% ST}{\% ST_{\text{deseados}}} - 1}_{\text{volumen de agua para 1 kg estiércol}} + \underbrace{\frac{1 kg}{\rho_{\text{estiércol}} (kg / l)}}_{\text{volumen de 1kg estiércol}} \right)} \quad (4.3)$$

Para el caso del estiércol fresco de vacuno, el % de ST o materia seca (MS) varía entre 13 % y 25 % (Thy et al., 2005; Alvarez, Villca y Lidén, 2006; Alvarez y Lidén, 2008; Ferrer et al., 2011, Garfí et al., 2011; Esquivel et al. 2002). Además, el % de SV con respecto a la cantidad de ST está entre un 77% y 82 % (Thy et al., 2005; Alvarez, Villca y Lidén, 2006; Garfí et al., 2011). En esta investigación se asumirán los valores más comunes de 15% de ST y 12 % de SV (80 % de los ST son SV).

Con respecto a la densidad de este tipo de estiércol, de acuerdo a los datos reportados por Thy et al. (2005) y Ferrer et al. (2011), se puede deducir que ésta varía entre 0.95 kg/l y 1 kg/l. Se asume una densidad de 0.95 kg/l, el cual es un valor adecuado para estiércol fresco bovino con 15% de MS (Esquivel et al., 2002).

Entonces, una mezcla de 7.5% de ST, de acuerdo con la fórmula proporcionada anteriormente, necesitará 1 l de agua por cada kg de estiércol. De acuerdo a los datos asumidos en los párrafos anteriores, este volumen de mezcla (aproximadamente 2.05 l), nos dará una concentración del afluente de aproximadamente: $c_0 = 58.5 \text{ g SV/l}$. Dado que estos valores no serán siempre constantes por la variación diaria en la composición del estiércol, se puede aproximar que por cada parte de estiércol se tiene que agregar una parte de agua (dilución 1:2), para obtener una mezcla de aproximadamente 8% de ST y una concentración de afluente de casi $c_0 = 60 \text{ g SV/l}$.

Para el caso de estiércol porcino el % de ST también es muy variable, encontrándose entre un 18.9% y 32 % (Thy et al., 2005; Thy, Preston y Ly, 2003; Ferrer et al., 2009). El % de SV del total de ST varía entre un 67% y 83% (Thy et al., 2005; Ferrer et al., 2009, Alvarez, Villca y Lidén, 2006). En este caso se asumirá 25% de ST y un 18.75 % de SV (75% de los ST son SV).

La densidad de este estiércol se asume igual a 1 kg/l, de acuerdo con los valores presentados por Thy, Preston y Ly (2003) y Thy et al. (2005). Un valor adecuado para el % de ST cuando se utiliza estiércol de cerdo en digestores tubulares de bajo costo estaría entre 6 y 8% (Xuan y Preston, 1999). Ferrer et al. (2009) sugieren un valor ligeramente mayor de entre 8-9%. Si se elige un valor de 7% de ST en el afluente, entonces por cada kg de estiércol se necesitarán aproximadamente 2.6 l de agua, lo que nos dará una concentración del afluente de aproximadamente $c_0 = 52.5 \text{ g SV /l}$. Dada la densidad de 1 kg/l de este tipo de estiércol, en este caso, la c_0 sólo depende del % SV (de ST) del estiércol y del % $ST_{deseado}$ en la mezcla (ver ecuación 4.4.):

$$c_0 = \frac{\% \text{ SV (de ST)}}{10 * \% \text{ ST}_{deseado}} \quad (4.4)$$

Los valores de rendimiento de biogás asumidos en esta investigación son también comparables con propuestos por Martí Herrero (2008), aunque ligeramente mayores ya que este autor propone un factor de producción de $0.39 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg SV}$ y $0.27 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg SV}$ para el estiércol de cerdo y vaca, respectivamente. Sin embargo, este autor considera la misma composición tanto de ST como de SV tanto para el estiércol porcino como vacuno (17% de ST y 77% de SV del total de ST).

4.1.6.2 Carga Orgánica Volumétrica (COV)

Luego de la temperatura, el tiempo de retención y la concentración del afluente son los otros parámetros que más influyen en la producción de biogás (Alvarez, Villca y Lidén, 2006). La concentración del afluente ya quedó determinada por el % de ST. El TRH se definió como la relación entre el volumen líquido del digestor y el volumen del afluente diario. De acuerdo con esta definición, el TRH (tiempo de retención de líquidos¹⁶) puede

¹⁶ Se debe tener en cuenta que en los digestores taiwaneses, debido a la ausencia de mezclado y a la sedimentación interior de los sólidos, el tiempo de retención de estos sólidos dentro del digestor será mayor que el TRH calculado para el volumen líquido. Éstos sólidos serán por tanto degradados por más tiempo que el TRH promedio. Por lo tanto, al permitir un mayor tiempo para la descomposición anaeróbica en un digestor

variar si varía el volumen del afluente y/o el volumen líquido del digestor. El volumen líquido del digestor, una vez dimensionado, se considera constante pero disminuye gradualmente con el tiempo a medida que se acumulan sólidos inertes en el fondo de éste; por lo que el TRH aumenta (o disminuye) si el volumen diario disminuye (o aumenta). La variación del volumen del afluente puede ser para una concentración constante (% ST y % SV constantes) manteniéndose las mismas proporciones de estiércol y agua, o para una concentración variable (por ejemplo una misma cantidad de kg de estiércol mezclada con diferentes volúmenes de agua). Es por esto que el TRH está pobremente relacionado con la producción de gas, siendo la COV el factor determinante (Thy, Preston y Ly, 2003). De acuerdo con Álvarez, Villca y Lidén (2006) el efecto de la c_o y el TRH puede ser combinado en la COV, la cual describe la cantidad diaria de materia orgánica que se agrega al digestor por volumen de trabajo de éste (volumen líquido).

La razón de carga orgánica se puede ver como una medida del esfuerzo que se impone con la alimentación de material orgánico sobre las poblaciones de microorganismos. Una razón de carga orgánica alta requerirá de una mayor actividad microbiana; pero si se produce un aumento repentino, las poblaciones de microorganismos pueden no ser capaces de responder adecuadamente a esta variación. La inestabilidad del proceso debido a una sobrecarga del sustrato o a cambios bruscos de temperatura, usualmente se manifiesta por el rápido incremento en la concentración de AGV (propiónico, acético, etc.) con la consecuente disminución en la producción de metano. Así, dado que las bacterias metanogénicas presentan las más bajas tasas de crecimiento, un aumento repentino de la carga diaria al digestor (que también contiene AGV) hará que otras bacterias, como las acidogénicas, se reproduzcan más rápidamente causando la acumulación de ácidos que puede llegar a inhibir la última fase. Esto hace que el pH se torne muy ácido, aumentando la proporción de CO_2 en el biogás. Por tanto mantener constante la carga diaria, especialmente la COV, es fundamental para la estabilidad de la digestión anaeróbica (Poggio, 2007).

En el capítulo anterior se mencionó que la COV se puede seleccionar de acuerdo a la temperatura a la que funcionará el digestor, pero tratando de mantener siempre constante el % de ST. Es decir que si la temperatura ambiental disminuye, y por tanto la temperatura del líquido del digestor también, conviene disminuir la COV para evitar problemas de inhibición. Esta reducción de la COV, para una c_o constante, trae consigo un aumento del TRH, lo que es adecuado debido a la reducción de las tasas de crecimiento de las bacterias con la reducción de la temperatura. Aunque el rendimiento de gas se mantenga casi constante (m^3 biogás/kg estiércol), el volumen diario total o producción volumétrica de gas (m^3 biogás/día) será menor porque se estará ingresando al digestor una menor cantidad de materia orgánica.

Otra ventaja de trabajar con la COV es que cuando ésta varía, el contenido de metano en el biogás se mantiene casi constante, por lo que la producción de metano ($\text{l CH}_4/\text{kg SV}$ o $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{m}^3 \text{V}_L$ digestor) sigue la misma tendencia de la producción de biogás (Xuan y Preston, 1999; Guo et al, 2013). Esto permite que cuando se disminuyan las temperaturas ambientales se pueda trabajar con una menor COV sin alterar la calidad del biogás.

taiwanés no mezclado, mayor descomposición de la materia orgánica ocurrirá, resultando en una mayor producción de biogás (Lansing et al., 2008).

En el capítulo anterior se mencionó que existen básicamente dos criterios para dimensionar un digestor en base a la COV. No se puede elegir una COV demasiado baja porque, a pesar de que el rendimiento del estiércol es bueno (altos volúmenes de metano por kg SV), la cantidad de SV (kg de estiércol) que se introducirían al día sería demasiado baja para tener un volumen considerable diario de biogás. Tampoco se puede elegir una COV demasiado elevada porque se estaría causando el efecto contrario. Según Ferrer et al. (2011) una pobre COV ($< 0.75 \text{ kg SV/m}^3 \cdot \text{día}$), debida a un TRH excesivamente elevado y un sustrato muy diluido, lo que demandaría de grandes cantidades de agua y de un gran volumen de digestor, resultará en una insuficiente producción de biogás; en cambio una alta COV traería consigo una mayor acumulación de sólidos en el reactor acortando su vida útil. Además, la sedimentación de sólidos inertes en el digestor con tiempo hace que se disminuya el volumen útil del digestor, por lo que si no se remueven cada cierto tiempo, el tiempo de degradación puede disminuir tanto que cause una disminución considerable de biogás y el posible abandono del digestor.

Dado que en el medio en el que se plantea aplicar esta investigación no se puede controlar con precisión la COV, en este capítulo se dan valores referenciales de este parámetro según resultados experimentales en digestores taiwaneses operando en temperaturas similares a la región de Piura. La COV se puede mantener aproximadamente constante alrededor de cierto valor adecuado, mediante el control del % de ST en la mezcla, y del TRH, mediante el ingreso al digestor del mismo volumen diario de mezcla, tal como se indica más adelante en el punto 4.8 Operación y mantenimiento. Se debe tener en cuenta que si se tienen pocos animales y por tanto poco estiércol recolectado al día, conviene aprovecharlo al máximo con una baja COV. En cambio, si se dispone de una cantidad considerable de animales y no se tiene una elevada demanda de biogás, lo más conveniente es aprovechar al máximo el volumen del digestor, y por tanto ahorrar en el costo de éste con una COV ligeramente mayor.

Antes de seleccionar la COV para estiércol vacuno y porcino, se debe aclarar de que aunque no se mencione explícitamente la presión y temperatura a la que se mide el volumen de biogás producido, usualmente esta medida se realiza en contenedores plásticos (de diámetro D1) colocados de manera invertida y flotando sobre agua contenida en otro contenedor de un diámetro ligeramente mayor ($D2 > D1$) (ver figura 4.30) De esta manera, al conocer el diámetro D1 y el desplazamiento vertical (altura) producida por el biogás, se determina el volumen diario producido. Por lo tanto, los volúmenes presentados en los siguientes puntos estarán a una presión ligeramente superior a la atmosférica (pocos cm de columna de agua por encima) y a temperatura ambiente (entre $20 \text{ }^\circ\text{C}$ y $30 \text{ }^\circ\text{C}$).



Figura 4.30 Depósitos plásticos utilizados para medir el biogás producido

Fuente: Thy, Preston y Ly (2003)

Para el caso de estiércol vacuno, Ferrer et al. (2011) operando un digestor taiwanés en un rango de temperaturas dentro del invernadero entre 20 y 25 °C, con una dilución de 1:2, una COV de 1.29 kg SV/m³ V_L digestor. día y un TRH de 60 días, encontró un rendimiento de biogás de 0.36 m³/kg SV (a 20°C y 1 atm) con un 62.7% de metano (en volumen). El mismo rendimiento de biogás, con una temperatura ambiental entre 10 y 30 °C y TRH = 90 días, lo obtuvieron Garfi et al. (2011), pero con un contenido menor de metano (54.4 % en volumen). De acuerdo con estos autores, estos valores de producción de biogás (entre 0.32 – 0.36 m³ biogas/kg SV) son comunes en zonas andinas donde se tienen temperaturas anuales promedio de 10 °C, pero en climas tropicales se logran producciones mayores a 1 m³ biogas/kg SV, citando como ejemplo los resultados obtenidos por Lansing et al. (2008). Estos últimos, operando un digestor taiwanés con estiércol vacuno en un clima tropical como el de Costa Rica (temperatura ambiente entre 25 y 27 °C), encontraron un rendimiento de 4 m³ biogás/kg SV.día con 62.6% de metano en el biogás. Sin embargo, de acuerdo con los datos proporcionados por estos autores, este elevado rendimiento de gas se obtiene para una mezcla excesivamente diluida de menos del 1% de ST (solo 4.57 g de ST por litro de mezcla) y un TRH de 39 días, lo que requiere de un digestor de 85 m³ de volumen total. Este tamaño de digestor no es económicamente viable para personas de zonas rurales.

Si a la COV de Ferrer et al. (2011) se aplica la ecuación del capítulo anterior (ver ecuación 3.21), asumiendo una temperatura media T₁ = 22.5 (entre 20 y 25 °C), y una temperatura media para Piura de 27 °C, se obtiene una COV de aproximadamente 2 kg SV/ m³ V_L digestor. Esta COV es menor que la utilizada por Thy et al. (2005) de 3.27 kg ST/m³ V_L digestor (alrededor de 2.6 kg SV/m³ V_L digestor para un contenido del 80% de SV del total de ST), pero es la misma que la asumida por Usack, Wiratni y Angenent (2014), para la misma temperatura de 27 °C. Sin embargo estos autores, lograron un bajo rendimiento de biogás de 0.26 m³ biogás /kg SV.día, con un contenido de 58 % de metano, debido principalmente al bajo tiempo de retención usado (21 días).

$$COV_2 = COV_1 * e^{0.1(T_2 - T_1)} = 1.29 * e^{0.1(27 - 22.5)} \approx 2 \quad (4.5)$$

En esta investigación, para el caso de estiércol vacuno se elige como adecuada una COV de 2 kg SV/m³ VL digestor. día y se asume una producción de biogás, para el rango de temperaturas de Piura, de 0.30 m³/kg SV (a 1 atm de presión). Con estos valores, se determina como adecuado un TRH de 30 días. Esto quiere decir que en un digestor taiwanés con 1 kg de estiércol de vacuno se obtendrán aproximadamente 36 l de biogás (a 1 atm), con un contenido de metano mínimo de 60% (sin importar la raza del ganado) por los resultados obtenidos por Alvarez, Vilca y Lidén (2006), Ferrer et al. (2011), Lansing et al. (2008), Lansing et al. (2010), Perrigault (2010) y Godi et al. (2013). Con respecto a la producción volumétrica, los valores obtenidos en digestores taiwaneses y para temperaturas alrededor de 25°C son mayores e iguales a 0.4 m³ biogás/m³ V_L digestor.día (Thy et al., 2005; Ferrer et al., 2011). Además, en el trabajo de Esquivel et al. (2002) se citan a otros autores los cuales obtuvieron una producción de 2.7 m³ biogás/día en un digestor de V_L = 9 m³ en un ambiente con una temperatura promedio de 27 °C. En esta investigación, por tanto, se asume una producción volumétrica de aproximadamente 0.4 m³ biogás/m³ V_L.día.

Para el caso del estiércol porcino, experimentos llevados a cabo en climas con una temperatura del aire promedio entre 25 y 30 °C, reportan como valor adecuado una COV de alrededor 2kg ST/m³ digestor (o 1.5 kg SV/m³ digestor). Así por ejemplo, Xuan y Preston (1999), experimentando con diferentes valores de COV (0.66, 1.33, 2.0 y 2.66 kg ST/m³ VL digestor) y con un TRH de 30 días en un clima con temperaturas promedio del aire entre 25.3 y 27.3 °C, encontraron que para una COV = 2 (ver figura 4.31) se obtienen los mejores rendimientos de biogás: hasta 374 litros biogás/kg ST o 499 litros biogás/kg SV con un contenido de 55% de metano. Un resultado similar obtuvieron Thy, Preston y Ly (2003), que para una COV = 2.29 kg ST/m³ VL digestor con un TRH de 30 días lograron una producción de 508 l biogás/ kg ST. Esta mayor producción se obtuvo debido a la mayor temperatura ambiental del proceso (entre 26 y 31 °C). En esta investigación se asumirá una COV = 2 kg ST/m³ VL digestor.día (o 1.5 kg SV/m³ VL digestor.día), por lo que, con la $c_o = 52.5 \text{ g SV/l} = 70 \text{ g ST/l}$, se obtendrá un TRH de 35 días. Además, se asume una producción de biogás de 0.3 m³ biogás/ kg ST o 0.4 m³ biogás/kg SV (a presión cercana a la atmosférica). Esto quiere decir que con un kg de estiércol de cerdo se obtendrá aproximadamente 78 litros de biogás a 1 atm de presión y temperatura ambiente, con un contenido mínimo de metano de 65%, de acuerdo con los resultados de Guo et al (2013), Lansing et al. (2008) y Lansing et al. (2010).

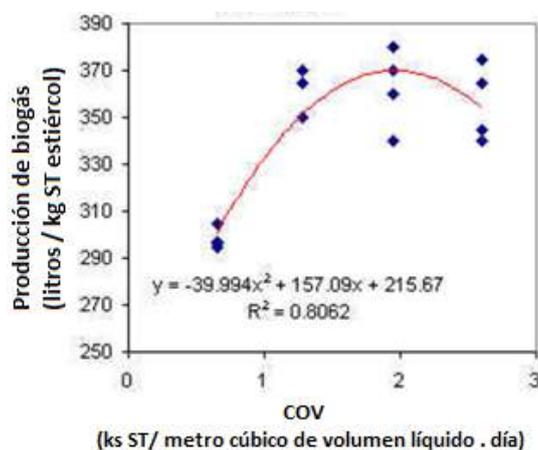


Figura 4.31 Efecto de la COV en la producción de biogás a partir del estiércol de cerdo en un biodigestor tubular

Fuente: Xuan y Preston (1999)

4.1.7 Cálculo del volumen líquido del biodigestor y de la cantidad de materia prima necesaria

En los siguientes puntos, en base a los resultados de rendimiento de biogás y metano obtenidos en digestores tubulares de bajo costo, se dimensiona el digestor de acuerdo a la demanda energética diaria.

El volumen líquido de un digestor está determinado por el volumen de agua y estiércol necesarios diariamente. La recogida de esta cantidad de estiércol no debe significar una mayor cantidad del trabajo de que se realiza por ejemplo para recoger leña. Por lo que, el estiércol fresco tiene que estar cerca a la casa. Esta cantidad diaria de estiércol se puede definir de dos formas:

1) Utilizar la totalidad del estiércol producido (probablemente teniendo como fin principal el de saneamiento) o la poca cantidad de estiércol que se puede recolectar al día por la familia, para reemplazar, por ejemplo, un 50 a 60% del combustible necesario para cocinar durante el día (leña, bosta, etc.).

2) Utilizar la cantidad necesaria para satisfacer determinada demanda energética (cocina, calefacción, iluminación, etc.).

Con la segunda forma se puede dimensionar el digestor para cubrir toda la demanda energética diaria porque se cuenta con la determinada cantidad de animales que, en base a su etapa de crecimiento y tiempo de permanencia en el establo, permiten disponer de la suficiente cantidad de estiércol para tal propósito.

El biogás producido en digestores domésticos es, principalmente, usado para la cocción de alimentos e iluminación, debido al poco tratamiento necesario del biogás (reducción del ácido sulfhídrico y vapor de agua). En los siguientes puntos se determina el volumen necesario del digestor para cubrir la demanda energética diaria para la iluminación y cocción de alimentos de una familia típica de 4 - 5 personas. En base al rendimiento (m^3 biogás/kg SV) y composición del estiércol (kg SV/ kg estiércol fresco), el biogás requerido determina la cantidad de estiércol necesario. Esta cantidad determina el volumen líquido del digestor mediante la COV (ver ecuación 4.7) o mediante el producto del volumen de mezcla diario Q_a (en función de la dilución recomendada) y del TRH (ver ecuación 4.8).

$$V_L = \frac{\text{kg SV} / \text{día}}{\text{COV}(\text{kg SV} / m^3 \text{ biodigestor.día})} \quad (4.7)$$

Donde:

$$\text{kg SV} / \text{día} = \text{kg ST} / \text{día} * \% \text{SV} (\text{sobre la MS})$$

$$\text{kg MS} / \text{día} = \text{kg sustrato fresco} / \text{día} * \% \text{MS} (\text{sobre sustrato fresco})$$

$$V_L = Q_a * \text{TRH} \quad (4.8)$$

De acuerdo con Arnott (1985) si el biogás es sólo usado para cocinar, una familia promedio necesitará un digestor de unos 2 o 3 m^3 de capacidad, mientras que una familia numerosa necesitará un digestor de 3 o 5 m^3 . El volumen de biogás requerido por persona para la cocción diaria de alimentos puede estar entre 0.3 y 0.42 m^3 (FAO, 1992; Harris, 2008; Mazumdar, 1982), por lo que el volumen necesario por persona y por comida se puede asumir en 0.15 m^3 biogás (Werner, U., Stöhr, U., & Hees, N., 1989). Entonces para satisfacer los requerimientos de energía para la cocción de tres comidas diarias de una familia de cinco miembros se necesitarán aproximadamente 2.25 m^3 de biogás al día, volumen ligeramente superior al estimado en otros informes (Water for the World, s.f.; Rajendran et al., 2012). Dado que el consumo de una cocina doméstica normal (1 hornilla) en la bibliografía se estima entre 0.13 y 0.4 m^3 de biogás por hora (Botero y Preston, 1987; Martí Herrero, 2008; Kurchania, Panwar, y Pagár, 2011; Villanueva Vigo y Cotrina Lezama, 2013), entonces este volumen de biogás calculado anteriormente permitirá el funcionamiento de una hornilla como la mostrada en la figura 4.32 por 6 horas (o el dos

hornillas funcionando simultáneamente por 3 horas, lo que permite el uso de ambas hornillas durante 1 hora para cada comida), asumiendo un consumo de 375 l biogás/hora a 10 cm de columna de agua de presión (Kurchania, Panwar, y Pagar, 2011) y un diámetro de hornilla de 7 cm (Mazumdar, 1982). Este tiempo de cocción es superior al sugerido por Martí Herrero (2008) de 4 a 5 horas diarias, pero es conforme con lo afirmado por Ferrer et al. (2011), los cuales indican que el biogás producido en digestores domésticos es consumido durante dos a tres horas para la cocción de alimentos al día, lo que cubre entre el 40% y 60% de la energía requerida para tal tarea.

Debe tenerse en cuenta que los volúmenes de biogás calculados anteriormente se encuentran a bajas presiones entre 4 y 13 cm de columna de agua (FAO, 1992; Martí Herrero, 2008). Debido a esto y a que el biogás tiene propiedades distintas en comparación con otros gases comunes (como propano y butano), las estufas de biogás deben ser especialmente diseñadas o seleccionadas (FAO, 1992). Sin embargo, la experiencia práctica en la bibliografía demuestra que es posible usar biogás en cocinas usadas con gas butano.



Figura 4.32. Cocina a biogás de una hornilla

Fuente: Kurchania, Panwar, y Pagar (2011)

El consumo de una lámpara a biogás (ver figura 4.33) o lámpara a mantilla (camisa o tela¹⁷) se puede asumir entre 0.1 y 0.15 m³ biogás/h (Werner, Stöhr y Hees, 1989; FAO, 1992; Water for the World, s.f.; Villanueva y Cotrina, 2013), lo que equivale a una bombilla de 60 W; y para su operación se usan mecheros similares al de una lámpara a kerosene (Villanueva y Cotrina, 2013). Por lo tanto, si se desean hacer funcionar dos lámparas, con un consumo de 150 l/h, por un tiempo de tres horas diarias (por ejemplo, de 6 pm a 9 pm), se necesitarán aproximadamente 0.9 m³ de biogás.

Sumando ambas demandas, se tendrá una demanda total de alrededor 3.15 m³ de biogás al día, el cual es mayor que el estimado por la FAO (1992), igual a 2.9 m³ biogás/ día. De acuerdo a los valores de producción de biogás dados anteriormente para el estiércol de cerdo y vaca, en la tabla 4.8 se resumen los volúmenes de digestor necesarios.

¹⁷ La camisa, mantilla, tela o capuchón es la encargada de distribuir la iluminación producida por la combustión del biogás.



Figura 4.33 Lámpara a biogás

Fuente: Villanueva y Cotrina (2013)

Tabla 4.8. Características de estiércoles y cantidad necesaria diaria para cubrir demanda de 3.15 m³

Materia prima	Estiércol de cerdo (25 % ST, 18.75 % SV y $\rho = 1$ kg/l)	Estiércol de vaca (15 % ST, 12 % SV y $\rho = 0.95$ kg/l)
% ST mezcla estiércol – agua	7	8
Litros de agua por kg estiércol	2.7	1
c_o (g SV/l mezcla)	52.5	60
COV (kg SV/m ³ VL . día)	1.5	2
TRH (días)	35	30
Rendimiento de gas (m ³ biogás/ kg SV)	0.4	0.3
Kg SV para cubrir demanda	7.9	10.5
kg estiércol fresco y litros de agua	42 kg y 113.4 l	87.5 kg y 87.5 l
Volumen diario o caudal del afluente (Qa) (l)	155.4	179.6
Volumen líquido de digestor = Qa * TRH (m ³)	5.44	5.39

Fuente: Elaboración propia

Los volúmenes líquidos necesarios para ambos digestores son bastantes similares. Todos los autores recomiendan que el volumen líquido del biodigestor ocupe un 75 u 80% del volumen total de éste, dejando la parte restante (25 o 30%) para la parte gaseosa (Martí Herrero, 2011), pero el volumen líquido puede ocupar aproximadamente hasta 90% del total (ver figura 4.34). Por tanto, un digestor de 6 m³ de volumen total (5.4 m³ de líquido y 0.6 m³ para la parte gaseosa) sería suficiente para cubrir tal demanda energética, pero

esta distribución de volúmenes depende de las dimensiones de la zanja en la cual se instala el biodigestor, tal como se ve en el punto 4.2 de este capítulo.

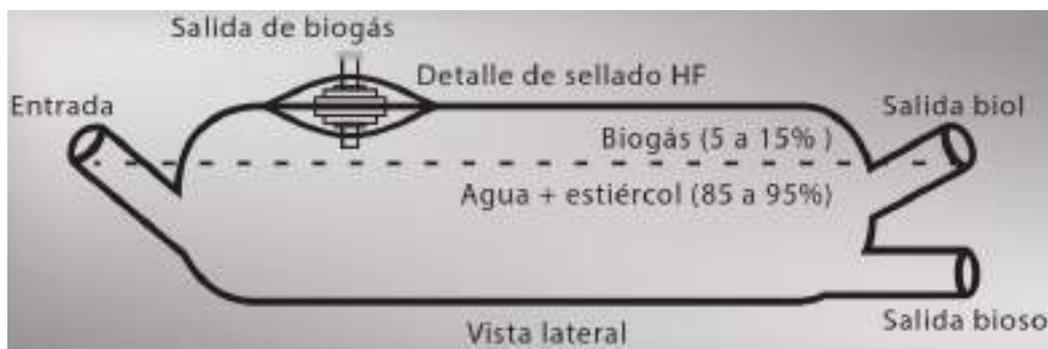


Figura 4.34 Esquema de un biodigestor tubular prefabricado

Fuente: CIDELSA (2013)

4.2 Dimensionamiento de la zanja y del volumen total de biodigestor

Los biodigestores plásticos son construidos a partir de polietileno o geomembrana de PVC, los cuales son materiales flexibles y por tanto el volumen líquido del biodigestor (V_L) tomará la forma de la zanja en la cual se instala. Debido a esto, una sección transversal circular es la forma ideal de la zanja para mantener la forma tubular del digestor. Sin embargo, es difícil construir una zanja con esta sección transversal, especialmente en zonas rurales. Por tanto, la forma más común, la más usada y propuesta por todos los autores es la trapezoidal, pero no existe una metodología ni justificación para las dimensiones propuestas para ésta (Martí Herrero y Cipriano, 2012).

De acuerdo con Martí Herrero (2011) uno de los problemas expresados por los usuarios finales de este modelo de digestor es que la producción diaria de biogás es menor que la indicada por el diseñador de éste. Una de las causas de esto es la reducción del TRH debido a que éste se determina en base a un volumen de biodigestor de forma cilíndrica (con sección transversal circular uniforme), y no en base al volumen de la zanja en la cual el biodigestor se instala (Martí Herrero, 2011). Es decir, no se tiene en cuenta que cuando el biodigestor se instala, éste reduce su volumen (volumen líquido 1) debido a la reducción del área de su sección transversal, ya que ésta no permanece de forma circular porque la parte líquida (volumen líquido 2) toma la forma trapezoidal de la zanja (ver figura 4.35).

Es por tanto muy importante determinar las dimensiones adecuadas de la zanja trapezoidal en función al diámetro del biodigestor tubular (D). Si su área transversal es muy pequeña, existirá un gran volumen de digestor que no se aprovecha (volumen líquido o útil); por lo tanto, se tendrá un gran volumen gaseoso ($> 30\%$ volumen total); además de un TRH menor si la menor área transversal no se compensa con una mayor longitud del biodigestor. Su volumen determinará el volumen líquido del biodigestor y su TRH (considerando que la mezcla líquida llena toda la zanja), por lo que afectará en el rendimiento de biogás. En cambio, si esta sección es demasiado grande, la parte de la circunferencia que es cubierta por la parte líquida del biodigestor no podrá cubrir todo el

perímetro de la zanja trapezoidal por lo que se habrá realizado un esfuerzo adicional en cavar un volumen innecesario (ver figura 4.36).

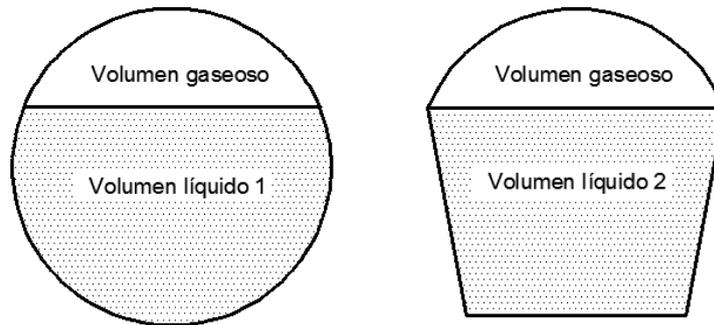


Figura 4.35 Reducción del volumen líquido del biodigestor por reducción en su sección transversal (para un mismo volumen gaseoso)

Fuente: Elaboración propia

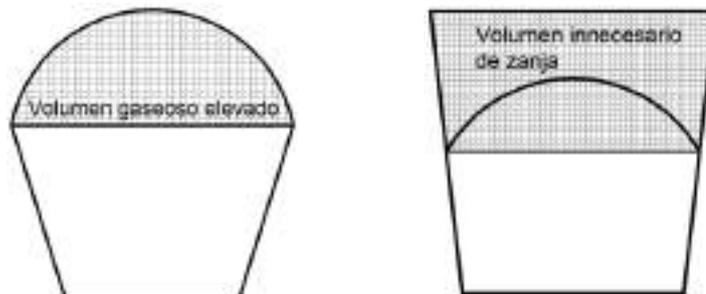


Figura 4.36 Secciones transversales de un biodigestor tubular para distintas formas de la zanja

Fuente: Elaboración propia

Las dimensiones de la zanja trapezoidal dependen del volumen deseado para la campana de gas del biodigestor. Dado que en esta investigación se plantea utilizar un reservorio externo de biogás (gasómetro), el volumen de la parte gaseosa del biodigestor puede mantenerse pequeño (menor al 25% del volumen total). Se podría destinar el volumen total del biodigestor para la parte líquida, pero siempre se debe mantener un volumen mínimo de gas para evitar un posible bloqueo en la salida del biogás (ubicada en la parte más alta de la campana), el cual puede ser causado por la formación de espuma y/o sólidos suspendidos en la superficie de la fase líquida, en situaciones donde la presión de biogás es baja (Martí Herrero y Cipriano, 2012).

Por lo tanto, el dimensionamiento de la zanja empieza determinándose el área transversal de la campana de gas la cual, para determinada longitud de circunferencia del biodigestor ($C = \pi D$), está delimitada por la longitud de la campana de gas (L campana de gas) y la abertura superior de la zanja (b), de acuerdo a lo mostrado en la figura 4.37. La relación entre estos parámetros ($f_{campana\ gas} = L\ campana\ de\ gas / b$) determina el valor del ángulo central θ , para cualquier longitud de circunferencia C (ver ecuación 4.9). En la tabla 4.9 se presentan los valores de θ para diferentes valores de $f_{campana\ gas}$. Mientras mayor es

$f_{campana\ gas}$, mayor será el área transversal de la campana de gas y por tanto mayor será la relación entre el volumen gaseoso y volumen total del biodigestor (V_G/V_T).

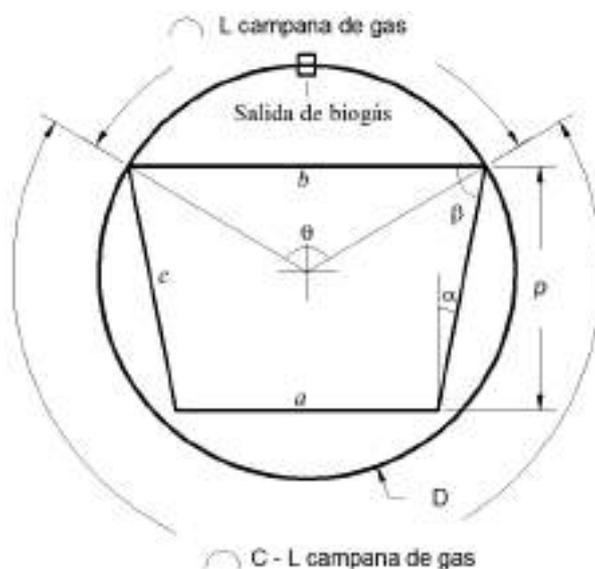


Figura 4.37 Parámetros geométricos de biodigestor tubular y zanja trapezoidal

Fuente: Elaboración propia

$$L_{campana\ gas} = \pi D * \frac{\theta^\circ}{360^\circ} \quad y \quad D = \frac{b}{\text{sen}(\theta^\circ / 2)} \rightarrow \theta^\circ = \frac{f_{campana\ gas} * 360^\circ}{\pi} * \text{sen}(\theta^\circ / 2) \quad (4.9)$$

Tabla 4.9 Diferentes ángulos tita en función de la relación entre $L_{campana\ de\ gas}$ y b

$f_{campana\ gas} = \frac{L_{campana\ de\ gas}}{b}$	1.1	1.2	1.3	1.5	1.75	2	2.25
θ°	86	118	140	171	198	217	244

Fuente: Martí Herrero y Cipriano (2012)

Las otras dimensiones de la zanja (a y c), una vez determinado el lado b , dependerán del ángulo de inclinación (α) de sus paredes. Debido a que la parte líquida del biodigestor se adhiere a las paredes de la zanja, de la figura 4.37 se determina que el perímetro cubierto por el líquido ($a + 2c$) se relaciona aproximadamente con el resto de la circunferencia ($C - L_{campana\ de\ gas}$) mediante la ecuación (4.10). De la figura 4.37 también se deduce la ecuación para el lado a (ecuación 4.11) y la ecuación para el área transversal de la zanja (ecuación 4.12). Al combinar la ecuación (4.11) y la ecuación (4.12), se obtiene la

ecuación 4.13 la cual permite obtener el lado c en función del lado b y del ángulo α . Estas ecuaciones nos muestran que una vez determinado el diámetro del biodigestor (D disponible en el mercado) y elegido el factor $f_{campana\ gas}$, las otras dimensiones y el área de la zanja dependen sólo del lado b y del ángulo α .

$$a + 2c = C - L_{campana\ de\ gas} = \pi D - \theta(rad) * D / 2 \quad (4.10)$$

$$a = b - 2c * \text{sen}\alpha \quad (4.11)$$

$$A_{zanja} = \left(\frac{a+b}{2}\right) * p = \left(\frac{a+b}{2}\right) * c \cos \alpha = \left(\frac{a+b}{2}\right) * \left(\frac{b-a}{2 \text{sen}\alpha}\right) \cos \alpha = \frac{b^2 - a^2}{4 \text{Tg}\alpha} \quad (4.12)$$

$$c = \frac{D(\pi - \theta / 2) - b}{2(1 - \text{sen}\alpha)} \quad (4.13)$$

Martí Herrero y Cipriano (2012) definieron unos factores adimensionales $f_a = a/r$ y $f_b = b/r$, siendo r el radio del biodigestor igual a $D/2$, por lo que en base a la ecuación anterior determinaron que la relación entre las áreas transversales de la zanja y del biodigestor (circular) es determinada por la ecuación (4.14).

$$\frac{A_{zanja}}{A_{biodigestor}} = \frac{f_b^2 - f_a^2}{4\pi \text{Tg}\alpha} \quad (4.14)$$

Reemplazando $C = 2\pi r$ y $c = (b-a)/(2\text{sen}\alpha)$ en la ecuación $C = 2c + a + L_{campana\ gas}$, dividiendo entre r , se obtiene una ecuación de f_a (ecuación 4.15) en función de tres variables: f_b , $f_{campana\ gas}$ y α :

$$f_a = \frac{f_b - (2\pi - f_b f_{campana\ gas}) \text{sen}\alpha}{1 - \text{sen}\alpha} \quad (4.15)$$

Martí Herrero y Cipriano (2012) variando el valor de f_b y de α para un $f_{campana\ gas} = 1.3$, graficaron la ecuación (4.14) reemplazando el valor de f_a de la ecuación (4.15) (ver figura 4.38). Esta imagen nos muestra que una vez seleccionado $f_{campana\ gas} = 1.3$, existe para cada ángulo α un valor óptimo de f_b que maximiza el área transversal de la zanja. Estos autores hacen una recopilación de ángulos α utilizados por otros autores los cuales varían en un amplio rango, y además proponen diferentes valores óptimos para este ángulo (llegando hasta 60°) en función del $f_{campana\ gas}$ y f_b óptimo. Sin embargo, esto es errado. En primer lugar, porque para un determinado $f_{campana\ gas}$ (en cualquier circunferencia C o diámetro D) existe un único ángulo θ y por tanto un único f_b ; y en segundo lugar para cada $f_{campana\ gas}$ existe un ángulo α máximo (mucho menor que 60°) en el cual la zanja deja de tener una forma trapezoidal para ser triangular.

En la ecuación (4.16) se demuestra el primer error mencionado anteriormente. En base a esta ecuación, en la tabla 4.10 se muestran los valores tabulados de f_b para distintos valores de $f_{campana\ gas}$.

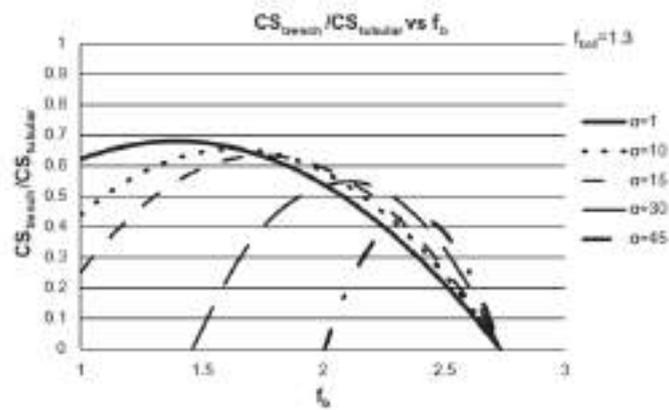


Figura 4.38 Relación área transversal de la zanja/área transversal del digestor ($CS_{trench}/CS_{tubular}$) para distintos valores de f_b , siendo $f_{campana\ gas}$ o $f_{bell} = 1.3$

Fuente: Martí Herrero y Cipriano (2012)

$$f_{campana\ gas} = \frac{L_{campana\ gas}}{b} = \frac{\theta(rad)*r}{b} = \frac{\theta(rad)}{b/r} \rightarrow f_b = \frac{\theta(rad)}{f_{campana\ gas}} \quad (4.16)$$

Esto quiere decir que teniendo el diámetro del biodigestor (D) y eligiendo el adecuado $f_{campana\ gas}$, se puede determinar el factor f_b y el lado $b = f_b * r$, mientras que el factor f_a (ecuación 4.15) y las otras dimensiones de la zanja (c de la ecuación (4.13) y $a = f_a * r$ o de la ecuación (4.11)) y su área, dependerán sólo del ángulo de las paredes α (o de su complemento β de acuerdo a la figura 4.37).

En esta investigación se considera como valor adecuado $f_{campana\ gas} = 1.2$, el cual permitirá mantener la relación V_G/V_T en un valor menor al 25%. Entonces, para el caso de un biodigestor de diámetro $D = 1.27$ m ($C = 4$ m) y área transversal total $A_T = \pi D^2/4 = 1.267$ m², el valor de $f_{campana\ gas} = 1.2$ determina una longitud de campana de gas de 1.31 m ($\theta = 2.06$ rad y $r = 0.635$ m) y un $b = 1.09$ m ($f_b = 1.72$) (ver figura 4.39). Lo que quiere decir que el nivel del líquido se encontrará a aproximadamente 31 cm (r menos 0.33 m) de la parte más elevada de la campana donde se encuentra la salida del biogás. Esto nos da un área gaseosa $A_G = 0.235$ m² (18.5% del A_T).

Tabla 4.10. Valores del ángulo tita y f_b para distintos valores de $f_{campana\ gas}$

$f_{campana\ gas} = \frac{L_{campana\ de\ gas}}{b}$	1.1	1.2	1.3	1.5	1.75	2	2.25
θ (rad)	1.5	2.06	2.44	2.98	3.46	3.79	4.26
$f_b = \frac{b}{r} = \frac{\theta(rad)}{f_{campana\ gas}}$	1.36	1.72	1.88	1.99	1.98	1.9	1.89

Fuente: Elaboración propia

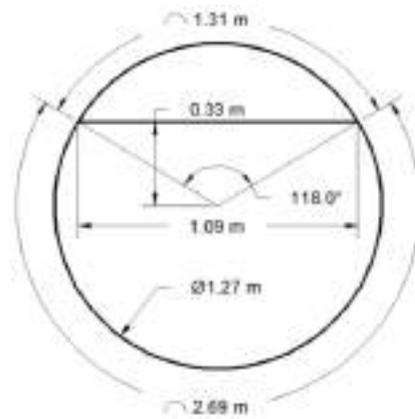


Figura 4.39. Dimensiones de sección transversal de la campana de gas y abertura superior de la zanja, para una $C = 4\text{m}$ y $f_{\text{campana gas}} = 1.2$

Fuente: Elaboración propia

Para que exista una zanja de forma trapezoidal cuya suma de lados a y c sea aproximadamente igual al resto de la circunferencia no gaseosa ($C - L$ campana de gas), se tiene que cumplir como mínimo la condición de $a > 0$, sino el polígono formado no sería un trapecio sino un triángulo tal como se puede apreciar en la figura 4.40.

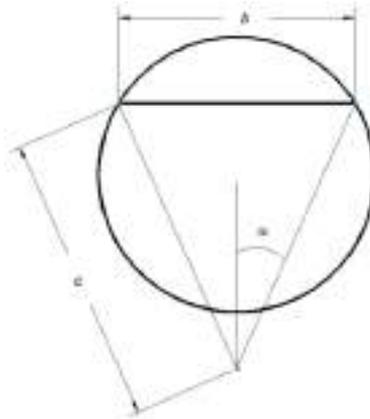


Figura 4.40. Forma triangular de la zanja cuando su base (lado a) se hace demasiado pequeña

Fuente: Elaboración propia

De la figura anterior (o de la ecuación (4.11)) se deduce $b = 2c \text{sen } \alpha$. Si el valor de $2c = b/\text{sen } \alpha$ se reemplaza en la ecuación (4.10) (siendo $a=0$), entonces se obtiene la siguiente relación:

$$\text{sen } \alpha = \frac{b}{D(\pi - \theta/2)} \quad (4.17)$$

Si en la ecuación anterior se reemplaza $b = f_b / r$ y se simplifica r con D , se obtiene la ecuación (4.18), la cual nos dice que el mayor ángulo α sólo depende de f_b y θ , es decir, sólo del $f_{campana\ gas}$. En la tabla 4.11 se repiten los valores de la tabla 4.10 y se encuentran los ángulos α para los cuales el lado a se anula. En la figura 4.41 se aprecian las dimensiones de la zanja, campana de gas y ángulos para $f_{campana\ gas} = 1.2$ ($\alpha = 24^\circ$).

$$\alpha < \text{arcSen}\left(\frac{f_b}{2\pi - \theta}\right) \quad (4.18)$$

Tabla 4.11. Valores del ángulo α para distintos valores de $f_{campana\ gas}$

$f_{campana\ gas} = \frac{L_{campana\ de\ gas}}{b}$	1.1	1.2	1.3	1.5	1.75	2	2.25
θ (rad)	1.5	2.06	2.44	2.98	3.46	3.79	4.26
$f_b = \frac{b}{r} = \frac{\theta(rad)}{f_{campana\ gas}}$	1.36	1.72	1.88	1.99	1.98	1.9	1.89
α° para $a = 0$	16.5	24	29.3	37	44.5	49.6	69

Fuente: Elaboración propia

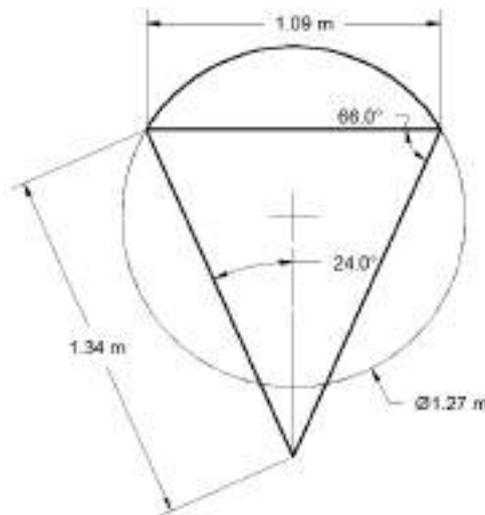


Figura 4.41. Valores de parámetros de la sección transversal de la zanja y campana de biogás para $f_{campana\ gas} = 1.2$ ($\alpha = 24^\circ$).

Fuente: Elaboración propia

Además del ángulo máximo para el ángulo de las paredes, se puede determinar un valor de α óptimo que maximice el área transversal de la zanja. En la tabla 4.12 se muestra cómo varía la relación área transversal de la zanja versus área transversal total (A_{zanja}/A_T) para ángulos desde 0° hasta el máximo 24° (zanja en forma triangular: $a=0$). De esta tabla se puede notar que el valor de α que maximiza el área transversal de la zanja va

desde 5° a 8° , justificándose el uso de una sección trapezoidal en lugar de una rectangular ($\alpha = 0^\circ$). En este caso se escoge 7° , lo que nos dará que el área líquida del biodigestor o de la zanja (A_L o A_Z), o volumen líquido (V_L), es aproximadamente el 69.5% del área total (A_T) o volumen total ($V_T = \pi \cdot D^2/4 \cdot \text{Longitud biodigestor}$). En la figura 4.42 se muestra la sección transversal de la zanja y de la campana de biogás para $\alpha = 7^\circ$, lo que nos da una zanja con una profundidad de 0.9 m y una abertura en su base de 0.87 m.

Tabla 4.12. Valores de parámetros geométricos de la sección transversal del biodigestor para distintos ángulos α

α (°)	c	f_α	a	A_Z/A_T
0	0.796	1.720	1.090	0.6849
1	0.810	1.676	1.062	0.6872
2	0.825	1.630	1.032	0.6898
3	0.840	1.582	1.002	0.6920
4	0.856	1.533	0.971	0.6936
5	0.872	1.481	0.938	0.6948
6	0.889	1.428	0.904	0.6953
7	0.906	1.373	0.869	0.6953
8	0.925	1.316	0.833	0.6945
9	0.944	1.257	0.795	0.6931
10	0.963	1.195	0.755	0.6908
15	1.074	0.847	0.534	0.6654
20	1.210	0.421	0.262	0.6081
21	1.241	0.324	0.201	0.5915
22	1.273	0.223	0.136	0.5729
23	1.306	0.117	0.069	0.5520
24	1.342	0.007	-0.001	0.5288

Fuente: Elaboración propia

Teniendo en cuenta que el $A_G = 0.185 A_T = 0.234 \text{ m}^2$ y A_L (o A_Z) = $0.695 A_T = 0.88 \text{ m}^2$, entonces la relación entre el área gaseosa (o volumen gaseoso) y el área transversal total real (o volumen total real) determinado por la campana de gas y la zanja de sección trapezoidal, se determina por la ecuación (4.19). Se puede notar que, sumando las áreas gaseosa y líquida, existe una “pérdida” de 0.12 del A_T , es decir el volumen líquido se reduce un 12% debido a que éste asume la forma de la zanja. Una vista isométrica de la sección transversal de la zanja se representa en la figura 4.43.

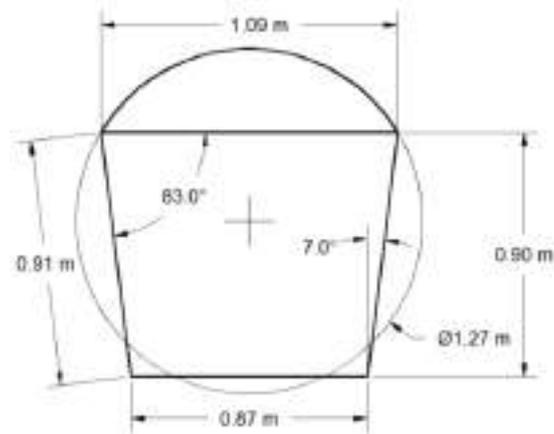


Figura 4.42. Dimensiones de zanja para un digestor tubular de 4 m de circunferencia y $\alpha = 7^\circ$

Fuente: Elaboración propia

$$\frac{V_G}{V_{T\text{real}}} = \frac{A_G * L}{(A_G + A_Z) * L} = \frac{A_G}{A_G + A_Z} = \frac{0.185A_T}{0.185A_T + 0.695A_T} = 0.21 = 21\% \quad (4.19)$$

En el punto 4.1.7 de este capítulo se determinó que, para satisfacer la demanda diaria de biogás para la iluminación y cocción de alimentos, se necesita un volumen líquido de 5.44 m³ o 5.39 m³ si se utiliza estiércol de cerdo o de vaca, respectivamente. Si se supone que el líquido llena completamente la zanja ($A_Z = 0.88 \text{ m}^2$), cuyas dimensiones se mostraron en la figura 4.42, entonces se necesitará un biodigestor con una longitud de 6.18 m y 6.13 m para el estiércol de cerdo y vaca, respectivamente. Se considera que una longitud de biodigestor tubular de 6.2 m es suficiente y una de zanja trapezoidal de 6.3 m. Con esto, el biodigestor podrá almacenar un $V_G = 1.45 \text{ m}^3$ de biogás, teniendo en cuenta que el $A_G = 0.234 \text{ m}^2$.

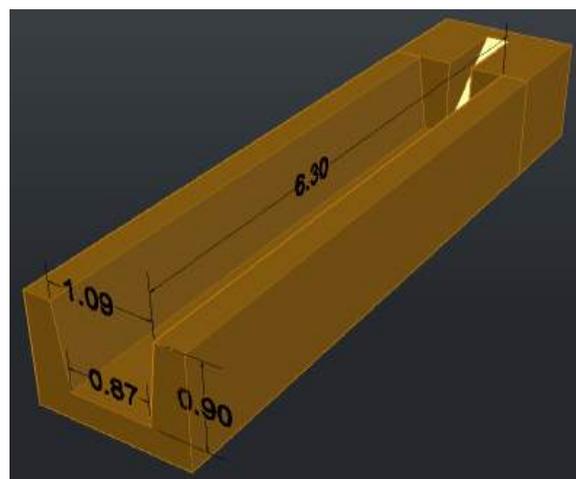


Figura 4.43. Vista isométrica acotada de la zanja en la que se debe instalar el biodigestor

Fuente: Elaboración propia

Además de la longitud de la zanja (6.3 m) se requiere una longitud externa adicional en cada extremo de ésta, donde se colocarán los tubos de entrada y de salida del biodigestor (ver figura 4.44)

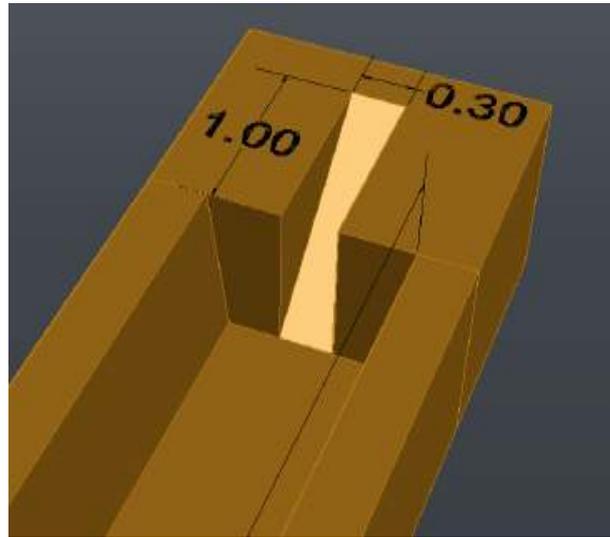


Figura 4.44. Dimensiones de la zanja para las tuberías de alimentación (entrada y salida del biodigestor)

Fuente: Elaboración propia

4.3 Presión de operación del biodigestor

Para un recipiente cilíndrico de radio interior r y espesor de pared t que contiene un fluido a presión, los esfuerzos normales σ_1 y σ_2 (ver figura 4.45) también denominados esfuerzos principales debido a que no existen esfuerzos cortantes, pueden ser determinados mediante un balance de fuerzas perpendiculares y paralelas al eje del cilindro, tal como se muestra en la figura 4.46.

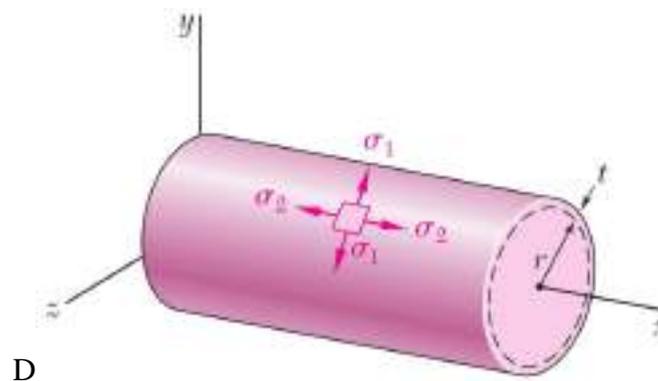


Figura 4.45. Distribución de esfuerzos ejercidos por una presión interna en un recipiente cilíndrico de pared delgada

Fuente: Beer et al., 2010

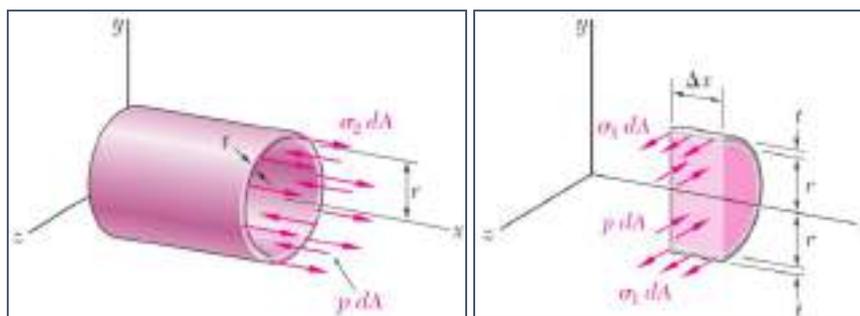


Figura 4.46. Descomposición de fuerzas ejercidas por una presión interna en un recipiente de pared delgada

Fuente: Beer et al., 2010

De esta manera se obtiene que el esfuerzo tangencial (σ_1) es el doble que el esfuerzo longitudinal (σ_2), y vienen determinados por la ecuación (4.20) (Beer et al., 2010), siendo p la presión manométrica del fluido.

$$\sigma_1 = 2\sigma_2 = pr/t \quad (4.20)$$

En la tabla 4.5 del apartado 4.1.4.2 se mostraron los valores de resistencia mecánica de las geomembranas de PVC y de HDPE. De acuerdo a esta tabla, el valor de la resistencia a la tracción de la geomembrana de HDPE se puede tomar como 1^2MPa y el de la resistencia a la tracción de la geomembrana de PVC igual a 14 MPa. Teniendo en cuenta la ecuación (4.20) y el valor del diámetro 1.27 m ($r=0.635$ m), determinado en el punto anterior, se determina la presión máxima de biogás que puede soportar internamente el biodigestor tubular construido con geomembranas de distinto espesor t (ver tabla 4.13). De acuerdo a estos valores, se concluye que las geomembranas de HDPE y de PVC no tienen problemas de resistencia mecánica y pueden desempeñar adecuadamente su función como biodigestores, ya que pueden resistir presiones mayores a 1 m de columna de agua (10 kPa). Sin embargo, se debe tener presente que según la ecuación (4.20) el esfuerzo σ_1 irá en aumento a medida que la geomembrana se extiende (aumento de r y disminuye el espesor t), por lo que la presión que es capaz de soportar será cada vez menor.

En esta investigación se propone utilizar un biodigestor de geomembrana de PVC como el que fabrica la empresa CIDELSA, el cual está compuesto por cuatro tuberías: dos de éstas son las tuberías de carga y descarga del biodigestor (deben conectarse a la poza de entrada y de salida), una tercera para la salida de los sólidos sedimentados (ubicada debajo de la tubería de descarga) y la última para la salida del biogás (ver figura 4.34). El espesor de la geomembrana con la que fabrican el biodigestor es de 0.6 mm por lo que éste será capaz de soportar la presión suficiente (mayor a 10 kPa).

Tabla 4.13. Presiones internas máximas de operación de los biodigestores

Tipo de geomembrana	Espesor (<i>t</i>) [<i>m</i>]	Presión interna máxima: $p = \frac{\sigma_1 \cdot t}{r}$ [kPa]
HDPE Resistencia a la fluencia: $\sigma_1 = 12 \text{ MPa}$	$0.75 \cdot 10^{-3}$	12.9
	$1.0 \cdot 10^{-3}$	17.1
	$1.25 \cdot 10^{-3}$	21.4
	$1.5 \cdot 10^{-3}$	25.7
PVC Resistencia a la tracción: $\sigma_1 = 15 \text{ MPa}$	$0.5 \cdot 10^{-3}$	10.9
	$0.75 \cdot 10^{-3}$	16.1
	$1.0 \cdot 10^{-3}$	21.4
	$1.25 \cdot 10^{-3}$	26.8
	$1.5 \cdot 10^{-3}$	32.1

Fuente: Elaboración propia

4.4 Gasómetro

La producción de biogás es continua mientras que su uso, para las aplicaciones consideradas en esta investigación, se da de manera discontinua, durante determinadas horas para la cocción de alimentos e iluminación durante algunas horas de la noche. Luego no existirá consumo de biogás hasta el día siguiente después de unas 8 a 10 horas (o más), por lo que éste debe ser almacenado en un reservorio de gas o gasómetro. El mismo digestor almacenará cierto volumen de biogás en lo que anteriormente se denominó volumen gaseoso (V_G), pero no es suficiente para cubrir la demanda energética diaria, siendo por tanto siempre necesaria la instalación de un reservorio de gas adicional.

Además, es necesario que el biogás llegue con determinada presión a los puntos de consumo (hornillas, lámparas), por lo que la presión que se genera dentro del mismo biodigestor puede no ser suficiente necesitándose un gasómetro próximo a éstos. En los siguientes puntos se determinan tanto el volumen como el material adecuado para el almacenamiento de biogás.

4.4.1 Cálculo del volumen necesario y del gasómetro

El volumen necesario del gasómetro (V_{gas}) depende de la velocidad de generación y de consumo de biogás, y debe determinarse en base al máximo volumen determinado por cualquiera de las siguientes opciones (Kossmann y Ponitz, s.f.; Werner, Stöhr, y Hees, 1989):

1. Cubrir la máxima tasa de consumo (C_{max}) en el día durante el tiempo (tC_{max}) que ésta dure: $V_{\text{gas1}} (\text{m}^3) = C_{\text{max}} (\text{m}^3/\text{h}) * tC_{\text{max}} (\text{h})$
2. Almacenar el gas producido (G_h) durante el periodo (t_{noC}) más largo de no consumo: $V_{\text{gas2}} (\text{m}^3) = G_h (\text{m}^3/\text{h}) * t_{\text{noC}} (\text{h})$. Siendo, G_h la producción horaria de biogás.

La máxima tasa de consumo (C_{\max}), de acuerdo a lo asumido anteriormente, ocurre durante la noche cuando se utilizan a la vez las dos lámparas y se cocina utilizando ambas hornillas, por lo que $C_{\max} = 1.05 \text{ m}^3/\text{h}$. Asumiendo el funcionamiento de la cocina por alrededor de una hora ($tC_{\max} = 1 \text{ h}$) se tiene que $V_{\text{gas1}} = 1.05 \text{ m}^3$.

El V_{gas2} se determina asumiendo que no se usa el biogás por un periodo de 10 horas (por ejemplo, desde las 8:30 pm hasta las 06:30 am del día siguiente). La producción horaria de biogás se determina dividiendo la producción diaria total entre 24 horas: $G_h = 3.3 \text{ m}^3 / 24 \text{ h} = 0.1375 \text{ m}^3/\text{h}$. En base a estos valores se determina: $V_{\text{gas2}} = 1.375 \text{ m}^3$. Se debe tener en cuenta que, debido a las menores temperaturas durante la noche, la producción horaria durante estas horas será ligeramente menor que la producción horaria promedio. Así por ejemplo, Perrigault (2010) obtuvo la producción de biogás mostrada en la tabla 4.14, en un biodigestor taiwanés alimentado con estiércol de vaca.

Tabla 4.14. Producción de biogás para diferentes horas en un mismo día

Intervalo de tiempo de medida	Producción de biogás (L)
8:30 – 9:30 a.m.	18
9:30 – 10:30 a.m.	41
10:30 – 12:00 m	83
12:00 – 2:00 p.m.	171
2:00 – 4:00 p.m.	56

Fuente: Perrigault (2010)

Por los resultados obtenidos, se asume que el volumen necesario del gasómetro $V_{\text{gas}} = V_{\text{gas1}} \approx 1.5 \text{ m}^3$, pudiendo ser de hasta 2 m^3 para mayor seguridad en el suministro diario de gas.

4.4.2 Diseño del gasómetro

Una vez determinado el volumen del gasómetro, se escoge el material y su geometría. Se suelen utilizar gasómetros del mismo material del digestor taiwanés, ya sea film de polietileno o geomembrana de PVC (ver figura 4.47).

El gasómetro debe permitir impulsar el biogás que almacena a unas distancias considerables. De no ser así éste se tiene que ubicar en zonas cercanas a los puntos de consumo, como las cocinas a gas, lo cual es peligroso por el riesgo de fugas y explosiones. Además, dado que tampoco es posible generar una excesiva presión al interior del digestor de PVC para suministrar el biogás al gasómetro, ya que esto afecta negativamente a la producción de biogás y puede dañar el material del digestor, sería necesario que todo el conjunto (digestor + gasómetro) sea instalado a pocos metros de la casa. Sin embargo, de acuerdo con Kossmann y Ponitz (s.f.) una regla de oro en sistemas de biogás es que la planta (biodigestor más gasómetro) pertenece al establo (lugar donde se encuentra la materia orgánica) y no a la casa, ya que unos metros adicionales de tubería de gas es más económico y fácil de realizar que el transporte diario de estiércol desde el establo hasta el biodigestor.



Figura 4.47. Reservorios de biogás de polietileno (izquierda) y PVC (derecha)

Fuente: Villanueva y Cotrina (2013); Thibault, P (2010)

Teniendo en cuenta lo descrito en el párrafo anterior, se debe considerar un gasómetro que sea capaz de suministrar una presión suficiente para hacer llegar el biogás hasta los puntos de consumo. De acuerdo a los valores de presión interna máxima de trabajo de las geomembranas de HDPE y PVC, determinados en el punto 4.3 de este capítulo, se concluye que éstas también son adecuadas para la construcción del gasómetro, considerando que el establo no se encuentra demasiado alejado de la casa (la distancia que es posible impulsar el biogás mediante un gasómetro de PVC se determina en el punto 4.7 de este capítulo). Werner, Stöhr y Hees (1989) proponen 42 mbar como la presión interna permisible para las geomembranas de polietileno y de PVC de 1 mm de espesor. Sin embargo, esta presión de 4.2 kPa (42 mbar o cm de c.a.) representa menos de la cuarta parte de la presión que es capaz de soportar este tipo de geomembranas de 1 mm de espesor, según se determinó en el punto 4.3. En esta investigación se considera que un gasómetro de geomembrana de PVC de 0.6 mm de espesor puede trabajar sin problemas con presiones entre 60 y 80 cm de c.a. (6 a 8 kPa).

Debido a que la presión necesaria para un correcto uso del biogás oscila entre los 7 y 20 mbar o cm de columna de agua (Hilbert, s.f.; Martí Herrero, 2008), es necesario dotar al gasómetro de algún sistema que permita mantener constante la presión de suministro del biogás cuando se hace uso de éste y el gasómetro se va descargando. Los mecanismos usados para este fin son el uso de contrapesos, fajas alrededor del gasómetro, etc. (ver figura 4.48 y figura 4.49). Para la elección de este mecanismo se debe tener en cuenta que el material plástico del gasómetro puede sufrir perforaciones con el consiguiente riesgo de producir fugas de biogás algunas veces no detectadas.



Figura 4.48. Reservorios de biogás con mecanismos para mantener la presión uniforme

Fuente: Villanueva y Cotrina (2013); Poggio (2007)

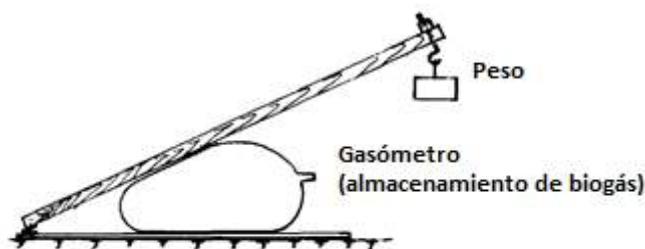


Figura 4.49. Reservorio de biogás con mecanismo para mantener la presión constante

Fuente: Datong (1989)

4.5 Depósito y tuberías de alimentación y descarga del digestor

La carga diaria al digestor se realiza mediante la tubería de entrada (de PVC) la cual está conectada al depósito de alimentación o poza de entrada. Dado que el estiércol se supone correctamente diluido, el diámetro de esta tubería puede ser desde 2 a 4 pulgadas. El depósito de alimentación normalmente se construye con ladrillo y cemento y llevan una canastilla o rejilla en su fondo (inicio de la tubería de alimentación) que impide el paso de material sólido no diluido (ver figura 4.50), y con unas dimensiones que pueden ser de 80 cm de largo por 60 cm de ancho y 40 cm de profundidad las cuales aseguran que la carga diaria pueda caber sin mayor problema (Villanueva y Cotrina, 2013).



Figura 4.50. Poza de entrada al digestor

Fuente: Villanueva y Cotrina (2013)

En el punto 4.1.7 de este capítulo se determinó el caudal del afluente Q_a (mezcla de estiércol y agua) cuando se usa estiércol de cerdo (156 litros) y de vaca (180 litros). Este volumen total del afluente se logra con llenados parciales de menor volumen, utilizando por ejemplo baldes plásticos graduados (se recomiendan baldes de 20 litros), tal como se muestra en la figura 4.51. Con respecto a la forma de la poza de entrada, lo ideal es tener

un recipiente circular porque permite agitar la mezcla sin problemas. Sin embargo, cuando se utiliza mampostería, es difícil construir recipientes de esta forma, especialmente de pequeños volúmenes (o diámetros). En esta investigación se propone un depósito de 50 x 50 x 50 cm, lo que permite llenar sin problemas con baldes de 20 litros. Este depósito de ladrillo y cemento requiere de un impermeabilizante que evite la erosión del concreto en contacto con la mezcla (ver lista de materiales en el anexo 4). Además, se deberá llenar un control del número de baldes que se van agregando para llegar al volumen total recomendado.



Figura 4.51. Carga diaria del biodigestor

Fuente: Villanueva y Cotrina (2013)

La tubería de salida es del mismo diámetro que la de entrada. En caso de ser necesario, se emplearán codos de 45° o 90°, según convenga. Esta tubería deberá conducir el efluente hasta el tanque de salida donde lo dejará discurrir por gravedad desde su parte superior. Para el caso del tanque de salida se plantea utilizar un reservorio de ladrillo y cemento, de forma rectangular. Su volumen dependerá de la frecuencia en que se utilizará el biol como fertilizante. Si existe la posibilidad de utilizar este fertilizante diariamente (existe algún terreno de cultivo cercano) entonces el volumen del depósito a la salida del biodigestor será similar al volumen del depósito en la alimentación. Si se desea almacenar el biol por un tiempo (lo que normalmente ocurre) para aplicarlo en grandes volúmenes luego sobre algún sembrío, entonces el volumen del depósito a la salida debe ser mayor que el de la entrada, calculándose según la ecuación (4.21). Se puede asumir un reservorio de 1500 litros el cual será suficiente para almacenar el biol producido en una semana. Además, también es recomendable cubrir este depósito en su parte superior, con alguna plancha metálica o plástica, para evitar la entrada de objetos extraños. Los niveles del biodigestor y de los depósitos de entrada y de salida deben quedar como se muestra en la figura 4.52.

$$\text{Volumen poza de salida (l)} = Q_a (l) * \text{Tiempo de almacenamiento} \quad (4.21)$$

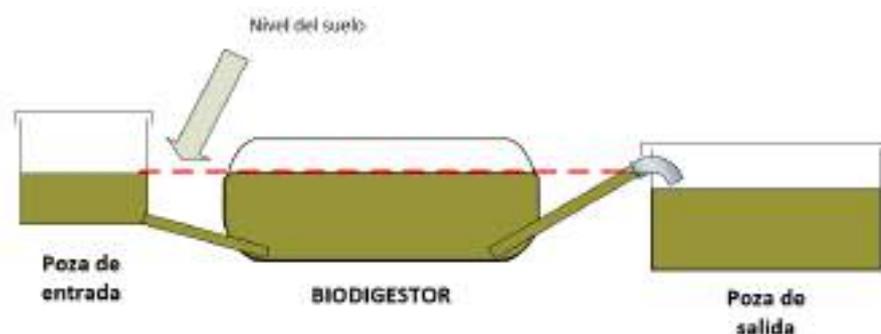


Figura 4.52. Sección longitudinal del biodigestor y de sus depósitos de alimentación y descarga

Fuente: Elaboración propia

4.6 Purificación del biogás

Previo al dimensionamiento de las tuberías de conducción del biogás, en este punto se describen los elementos necesarios para su purificación. Mientras menor es el contenido de gases como el H_2S y mercaptanos¹⁸ en el biogás, menor será el deterioro de los equipos y el impacto de las emisiones gaseosas. El nivel de pureza del biogás (contenido de metano) requerido depende del uso final que se le vaya a dar, y el proceso de purificación seleccionado depende de la composición del biogás, de la energía y recursos disponibles, de los subproductos generados y del volumen de gas a ser tratado.

La depuración del biogás puede darse por:

- **Métodos de adsorción:** Se basan en la captura selectiva de las impurezas del biogás por medio de materiales sólidos granulados, los cuales presentan una gran superficie específica.
- **Métodos de absorción:** Aplicados al caso del H_2S y el CO_2 . Se basan en la transferencia de masa entre el biogás y un líquido (denominado absorbedor) que posee propiedades selectivas de absorción. El solvente habitual es el agua y se utilizan diversos compuestos como soluciones de aminas (grupo amino NH_2), soluciones alcalinas de carbonato de potasio o sodio, etc.
- **Métodos de separación por membrana:** Se basan en la difusión de algunos compuestos que pasan a través de una membrana selectiva. De esta manera, algunos componentes del biogás son transportados a través de la membrana mientras que otros son retenidos. En función de la membrana se pueden separar gases como el CO_2 , H_2S y el H_2 .
- **Métodos biológicos:** Se llevan a cabo mediante la acción de microorganismos, tales como las bacterias sulfuroxidantes las cuales utilizan el H_2S como fuente

¹⁸ Los mercaptanos son compuestos orgánicos que contienen el grupo funcional formado por un átomo de azufre y uno de hidrógeno (grupo $-SH$), denominado tiol o sulfhidrilo. Son de olor desagradable, similar al de huevo podrido, y con frecuencia se agregan al gas natural o a otros gases tóxicos inodoros para alertar al usuario sobre fugas.

nutricional, llevando el sulfuro a azufre metálico. Pueden vivir en presencia o en ausencia de oxígeno.

Dentro de cada método existen procedimientos que logran altos niveles de pureza del biogás pero son costosos debido a los compuestos químicos usados y a las altas presiones necesarias en el biogás. Dado que el objetivo de esta investigación es el uso del biogás en el ámbito doméstico, y dadas las menores exigencias en el procesamiento del biogás por parte de los quemadores y lámparas de gas, debido a su configuración de combustión externa; en los siguientes puntos se explican procedimientos simples y de bajo costo que permitirán la reducción del H₂S y del vapor de agua del biogás, no considerándose necesario la reducción del CO₂.

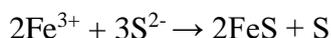
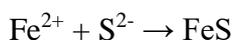
4.6.1 Reducción del sulfuro de hidrógeno

El sulfuro de hidrógeno H₂S (gaseoso), o ácido sulfhídrico en disolución acuosa, es un gas inflamable y se forma en el digestor por la transformación de compuestos que contienen azufre como las proteínas. El H₂S se caracteriza por ser un gas invisible y tener un olor bastante agresivo (similar al de huevos podridos), por lo que un biogás sin H₂S no tendría olor alguno. Debe ser removido del biogás porque tanto éste como el dióxido de azufre (SO₂), producto de su combustión, causan la corrosión de partes metálicas, además de ser gases muy nocivos para las personas y el medio ambiente. El H₂S un gas muy venenoso cuando es inhalado ya que afecta el transporte de oxígeno en la sangre, con un nivel de toxicidad comparado el cianuro de hidrógeno (HCN). Un contenido de 1.2 – 2.8 mg H₂S por litro de aire (> 1000 ppm) mata al instante por parálisis respiratoria o paro cardíaco (FAO, 1992). En menores concentraciones los síntomas incluyen: Irritación de los ojos, náuseas, dificultad para respirar y daños a largo plazo al sistema nervioso central (FAO, 1992). La combustión de H₂S genera anhídrido sulfuroso o dióxido de azufre (SO₂), el cual también es peligroso para las personas. Este gas combinado con vapor de agua corroe los quemadores de las cocinas, las lámparas a gas y los motores de combustión, y contribuye a la formación de la lluvia ácida debido la formación de ácido sulfúrico (FAO, 1992).

Mientras que el material vegetal genera un bajo contenido de H₂S en el biogás, los excrementos de aves de corral generan, en promedio, hasta 0.5% de H₂S en volumen (% v/v), y los de ganado y cerdo alrededor de 0.3 % de H₂S (% v/v) o aproximadamente 3000 ppm (FAO, 1992). McKinsey Zicari (2003) también reportó valores similares entre 1000 y 4000 ppm (0.1 y 0.4 % v/v) para estiércol de ganado vacuno. Sin embargo, estos valores son mayores que los obtenidos por Quesada et al. (2007) en biodigestores taiwaneses (370 ppm y 463 ppm del biogás de estiércol de cerdo y vaca, respectivamente). Por lo tanto, se puede asumir que con el uso de estiércol de cerdo o vaca se obtendrá un biogás con un contenido de 0.3% en volumen (aproximadamente 3000 ppm) de H₂S.

Dado que el H₂S se encuentra en derivados del petróleo y el gas natural, por más de 70 años se han venido experimentando y desarrollando tecnologías para su remoción, sin embargo, éstas están fuera del alcance económico y tecnológico del sector agropecuario (Viquez Arias, 2010). El H₂S puede ser removido del biogás en el digestor mismo o fuera de éste, o incluso se puede reducir su presencia mediante un control en las dietas de los animales. Las tecnologías usadas para remover el H₂S en el digestor o después de este mediante filtros se dividen en métodos biológicos, físicos y químicos (IEA, 2014):

- Métodos biológicos: inyectan aire u oxígeno al digestor el cual reaccionara con el H₂S para formar azufre elemental por medio de una reacción denominada oxidación biológica, debido a que la reacción es catalizada por medio de bacterias como las *Thiobacillus*, que normalmente están presentes en el digestor. Este método también se puede usar en un filtro biológico de biogás (columna de PVC) conteniendo compost de estiércol de vaca obtenido anaeróbicamente, tal como el probado por McKinsey (2003).
- Métodos físicos: el H₂S puede ser removido empleando tecnologías de absorción (física) con agua o solventes orgánicos.
- Métodos químicos: Iones de hierro (Fe²⁺ o Fe³⁺) en la forma de FeCl₂, FeCl₃ o FeSO₄ pueden ser agregados al digestor, para producir sulfuro de hierro (FeS) insoluble el cual se precipitará en el digestor, de acuerdo a las reacciones:



La adición de sales de Fe³⁺ puede reducir el H₂S presente en el biogás a menos de 150 ppm.

El H₂S también puede ser removido después del digestor, en las tuberías de conducción de biogás, por medio de absorción química utilizando como medio líquido el agua conteniendo NaOH, FeCl₂ o Fe(OH)₃, o reaccionando con materiales cubiertos de óxido de hierro para formar sulfuro de hierro.

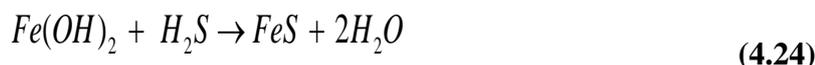
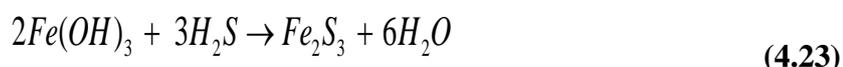
Las tecnologías mencionadas anteriormente para la remoción del H₂S también se pueden dividir en secas y húmedas (McKinsey, 2003). Dentro de los métodos secos se encuentra la utilización de óxidos de hierro o zinc y sólidos alcalinos como la cal hidratada o hidróxido de sodio (adsorción química), o la utilización de adsorbentes como el carbón activado o zeolitas (adsorción física). Las tecnologías húmedas usan normalmente agua aprovechando el nivel de dilución del H₂S.

Sólo los procesos secos (por ejemplo usando materiales ferrosos) son adecuados para las plantas de biogás a baja escala (FAO, 1992), por ejemplo para tratar menos de 200 kg de S/día, debido a que las tecnologías húmedas presentan desventajas como (McKinsey, 2003): complicados esquemas de flujo (uso de bombas, válvulas, etc.), problemas de formación de espumas, altas demandas de energía (para comprimir el biogás) y generación de residuos líquidos contaminantes.

Dentro de los procesos secos, por el fácil acceso y bajo costo de los materiales, se puede destacar el uso de óxido de hierro y de cal, ya sea en forma de cal viva (óxido de calcio CaO) o de cal hidratada (hidróxido de calcio Ca(OH)₂). Sin embargo, las grandes concentraciones de CO₂ en el biogás dificultan la remoción del H₂S por medio de esta última: el CO₂ también reacciona con la cal (viva o apagada) y la utiliza rápidamente (FAO, 1992). Además, el Ca(HCO₃)₂ formado reacciona con el Ca(SH)₂, el cual se forma por la reacción de H₂S con Ca(OH)₂, por lo tanto resultando en la recurrencia de H₂S (FAO, 1992). Otra desventaja de este material es que tanto el óxido de calcio como el hidróxido de calcio están dentro de la lista de insumos químicos sujetos a control y

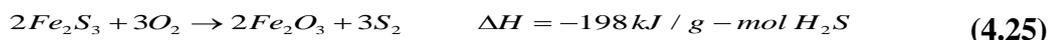
fiscalización por Decreto Supremo N° 024-2013-EF¹⁹, por lo que se requieren permisos especiales para poder adquirir estos materiales.

Debido a la sencillez de las instalaciones de biogás a escala doméstica y a lo descrito en los párrafos anteriores, en esta investigación se sugiere utilizar óxido férrico, que es una sustancia relativamente fácil de conseguir ya que, por ejemplo, se puede utilizar una alambrina o esponja oxidada o las virutas de acero provenientes de los trabajos de tornillería o fresado, luego de ser lavadas y remojadas en agua para que se oxiden. Este material debe ser introducido dentro de las tuberías de biogás. De esta manera, el óxido férrico reacciona con el H₂S para formar sulfuro de hierro, un compuesto no gaseoso y agua (ver ecuación 4.22). El material absorbente también puede contener hierro en forma de hidróxidos, por lo que la reacción podría darse según lo mostrado en la ecuación (4.23) y ecuación (4.24). (Helmut y Zimmermman, 1985).



De acuerdo con la reacción estequiométrica (ecuación 4.22), 1 kg de Fe₂O₃ puede remover 0.64 kg de H₂S, pero la experiencia práctica indica que sólo se alcanza un 85% de la eficiencia teórica, es decir, 0.56 kg H₂S / kg Fe₂O₃ (McKinsey, 2003).

El sulfuro de hierro puede ser regenerado mediante su exposición al oxígeno del aire y así obtener nuevamente óxido de hierro por medio de una reacción altamente exotérmica (ver ecuación (4.25)). Debido a esto es importante manejar el calor generado durante la regeneración y así evitar una combustión del biogás. Debido a la acumulación de azufre elemental y la pérdida de agua de hidratación, el óxido férrico sólo puede regenerarse una a dos veces antes de que se necesite un nuevo material (McKinsey, 2003).



Se debe tener en cuenta que el material que se utiliza para remover el H₂S debe ser hierro oxidado y no hierro puro o acero. Existen muchos manuales que indican la colocación de una alambrina de acero (aleación de hierro y carbono) dentro de la tubería de gas para la remoción del H₂S, siendo por tanto necesario que la alambrina esté oxidada (ver figura 4.53) para que pueda surtir efecto (Viquez Arias, 2010).

¹⁹ El Decreto Supremo N° 024-2013-EF especifica insumos químicos, productos y sus subproductos o derivados, maquinarias y equipos utilizados, directa o indirectamente, en la elaboración de drogas. La lista completa de estos insumos químicos puede encontrarse en el portal web de la SUNAT: <http://www.sunat.gob.pe/>, ingresando a la pestaña *Insumos químicos*, luego a *Inscripción al registro*, punto: 02. *Lista de Bienes Fiscalizados (D.S.N° 024-2013-EF)*.



Figura 4.53. Comparación entre alambrina oxidada (izquierda) y no oxidada (derecha)

Fuente: Viquez Arias (2010)

Si se asume una composición de 3000 ppm (0.3 % en volumen) de H_2S en el biogás, entonces el volumen de H_2S que se debería remover en 3.15 m^3 de biogás consumido diariamente (tal como se determinó en el punto 4.1.7 de este capítulo) es igual a 9.45 litros. Considerando la densidad del H_2S igual a 1.45 kg/m^3 (1 atm y $15 \text{ }^\circ\text{C}$), la cantidad de este gas que debe removerse diariamente del biogás sería igual a 13.7 gramos. Si 1 kg de óxido férrico puede remover 0.56 kg de H_2S (McKensy, 2003), entonces se necesitarían 24.5 g de óxido férrico (Fe_2O_3) al día. Es evidente que no todo el sulfuro de hidrógeno será eliminado y tampoco es necesario que así sea, además se entiende que los usuarios del biogás no lo utilizarán continuamente por muchas horas y que lo harán en instalaciones con suficiente ventilación.

Se propone cambiar la alambrina o virutas cada 15 días. Por tanto, si se necesitan aproximadamente 25 g de óxido férrico al día, entonces para filtrar el biogás consumido durante 15 días se necesitarán 375 g de este óxido. Se estima que 500 g de alambrina o virutas oxidadas (no todo será óxido) será suficiente. Esta cantidad de metal oxidado deberá ser repartido dentro de la tubería de biogás. Además, se debe considerar en reutilizar parte del óxido luego de haber sido regenerado mediante aireación a partir de sulfuro férrico (Fe_2S_3). En el anexo 2 se muestra un esquema propuesto para el filtro de H_2S . Se propone la colocación de dos filtros en los que se deben repartir los 500 g de alambrina oxidada. El primer filtro debe colocarse en la tubería que conduce el biogás desde el biodigestor hasta el gasómetro. El segundo filtro debe colocarse en la tubería que conduce el biogás hasta los puntos de consumo (cercano a la casa), tal como se esquematiza en el punto 4.8. Se deberá instalar una unión universal al inicio y al final de cada filtro para que sean retirados y así poder cambiar la alambrina.

4.6.2 Reducción del vapor de agua

La reducción del vapor de agua en el biogás se puede lograr mediante trampas de agua que funcionan a la vez como reguladores de la presión del gas. Una de las formas más simples es la trampa en forma de T. Este accesorio funciona también como un regulador de la presión del biogás debido a que esta presión es igual a la altura de la columna de agua (h) a la que está sumergida la parte inferior de la T (ver figura 4.54). De esta manera

se puede fijar la presión que se desea en la línea de gas ajustando el tamaño de dicha columna de agua. Cuando dicha presión es mayor que la presión que ejerce la columna de agua, el biogás escapará en forma de burbujas. Una presión igual a 20 cm de columna de agua debe ser suficiente para la mayoría de aplicaciones de gas (Mazumdar, 1982).

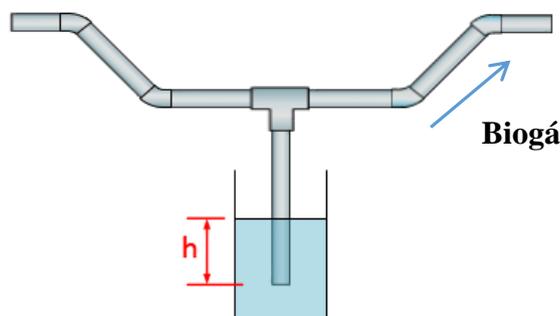


Figura 4.54. Trampa de agua y regulador de presión en forma de T, usando codos de 45°

Fuente: Elaboración propia

Un tubo en U en la parte más baja de la línea de gas también puede actuar como un filtro de vapor de agua (ver figura 4.55). La presión del biogás es igual a la diferencia en los niveles de agua de los dos tubos verticales. La desventaja de los tubos en U es que una presión mayor que h_{max} cm de agua en la línea de gas expulsará toda el agua del tubo por lo que la línea de gas quedaría abierta al aire, lo que no puede ocurrir con la trampa en T (Mazumdar, 1982). Además, el tubo en U no funciona a una presión constante, ya que a medida que la presión del gas aumenta, la diferencia de niveles también lo hace hasta que se alcanza el desnivel máximo h_{max} , donde el agua empezará a derramarse produciéndose la fuga del biogás. Por lo tanto, la mejor opción y la más sencilla, es la utilización de un dispositivo en T. En éste, para evitar que el nivel de agua aumente en el recipiente debido a la condensación del vapor de agua, se deberán realizar unos pequeños orificios en el recipiente (plástico) que permitan mantener un nivel constante de agua, y por tanto evitar que la presión del biogás aumente hasta valores no deseados por la elevación del nivel del agua.

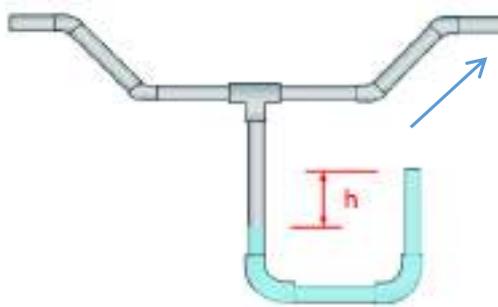


Figura 4.55. Trampa de agua y regulador de presión en forma de U, usando codos de 45° y 90°

Fuente: Elaboración propia

4.7 Dimensionamiento de las tuberías de captación y conducción de biogás

En este punto se determina el material y diámetro de las tuberías de captación y conducción de biogás, desde el biodigestor hasta el gasómetro y los puntos de consumo, teniendo en cuenta que las caídas de presión deben ser mínimas por tratarse de un sistema de gas a bajas presiones. El sistema de tuberías debe ser seguro, económico y debe suministrar el flujo de gas necesario para la aplicación específica (Kossmann y Ponitz, s.f.). Un 60 % de las plantas de biogás no se encuentran en funcionamiento debido a defectos en las tuberías de gas, por lo que se debe tener un máximo cuidado para su correcta instalación (Kossmann y Ponitz, s.f.).

El procedimiento para el diseño de una instalación de tuberías de gas empieza determinando las características del gas que se va a conducir, así como su presión. En este caso se trata de biogás a bajas presiones (menores a 100 mbar) para uso doméstico. Luego se debe realizar el trazado (esquema isométrico aproximado) del recorrido de las tuberías, determinando longitudes y accesorios en cada tramo. Después se selecciona el material con el que se construirá la instalación (si serán tuberías metálicas o plásticas).

Los requerimientos para las tuberías, válvulas y accesorios para biogás son básicamente los mismos que otras instalaciones de gas; sin embargo, dado que el biogás contiene vapor de agua y sulfuro de hidrógeno, el sistema de conducción de biogás no debe contener tuberías, válvulas o accesorios hechos de metales ferrosos porque podrían ser destruidos en poco tiempo (Kossmann y Ponitz, s.f.). Usualmente se eligen tuberías de PVC o tuberías de acero galvanizado, aunque también se pueden usar mangueras PET (Villanueva y Cotrina, 2013). Tuberías con dimensiones nominales de $\frac{1}{2}$ " o $\frac{3}{4}$ " son adecuadas para plantas de biogás de pequeña y mediana escala y longitudes de tubería menores a 30 m (Werner, Stöhr y Hees, 1989, Kossmann y Ponitz, s.f.).

Las tuberías de policloruro de vinilo (PVC) son las tuberías no metálicas más utilizadas y aceptadas. Éstas han sido utilizadas durante años en instalaciones de agua potable y de aguas residuales. Sin embargo, el polietileno de alta densidad (HDPE), otro de los termoplásticos más importantes y utilizado inicialmente en tuberías para conducir gas, está siendo cada vez más utilizadas en sistemas de agua; además de su ya extendido uso en la minería y en la industria en general. La ventaja de este tipo de tuberías es su mayor durabilidad, su resistencia a la degradación UV y la posibilidad de ser instaladas a la intemperie. Además de ser flexibles lo que permite su fácil instalación en terrenos sinuosos con curvas y/o altibajos, y no presentan problemas por fugas en las uniones entre tramos de tubos. Este problema hace que las redes de tuberías realizadas con otros materiales como el PVC, no tengan la misma duración que el material con el que han sido construidas, debido a que con el paso del tiempo van presentando fugas que limitan su vida útil. Sin embargo, la duración en las conexiones de las tuberías de HDPE se debe a que son realizadas mediante procesos de termofusión, electrofusión, o accesorios a compresión, que requieren de equipos especiales que se deben alquilar o comprar, y que no están siempre al alcance de aquellos que realizan la instalación de biogás a nivel doméstico, además de requerir de operarios capacitados. Las uniones de PVC se arman más fácilmente, y son más fáciles de reparar con accesorios para tubería usados normalmente.

En esta investigación se plantean utilizar tuberías de PVC debido a su relativo bajo costo, fácil acceso e instalación. Éstas deberán estar protegidas tanto de los rayos solares (son sensibles a la radiación UV) como de choques mecánicos, es decir, bajo sombra y fuera

del alcance de niños, animales, etc. (pueden ser enterradas en algunos tramos). El diámetro necesario de la tubería depende del caudal (o velocidad) de biogás requerido, de la presión suministrada al gas (es este caso por el gasómetro), y de la distancia entre el gasómetro y el punto de uso del biogás. A mayor longitud y menor diámetro de tubería (o mayor velocidad del biogás), mayor será la caída de presión por fricción, la cual se incrementa por las pérdidas de carga localizadas debido a la presencia de curvas (codos), tees, filtro de gas, trampa de agua y otros accesorios.

Una vez elegido el material de las tuberías, se debe determinar el caudal máximo del biogás. En el punto 4.1.7 se indicó que una cocina doméstica (1 hornilla) y una lámpara a biogás consumen 375 y 150 litros de biogás por hora, respectivamente. Por lo que el caudal máximo de biogás demandado que se puede tener, asumiendo la utilización simultánea de dos hornillas y dos lámparas (durante las noches), es de aproximadamente 1.05 m³ de biogás/hora.

Después del caudal máximo, se debe determinar la longitud equivalente de cada tramo y la pérdida de carga y el diámetro mínimo de cada tramo de tubería. La longitud equivalente se determina mediante la ecuación (4.26).

$$L_{eq.} = L_r + L_a \quad (4.26)$$

Donde:

$L_{eq.}$ = Longitud equivalente total de tubería (m)

L_r = Longitud real de tubería sin accesorios (m)

L_a = Longitud equivalente de tubería correspondiente a los accesorios (m)

La longitud de tubería equivalente a los accesorios se puede asumir como el 20% de L_r . Sin embargo, un cálculo más preciso se realiza haciendo uso de la relación longitud/diámetro característica de cada accesorio, donde la longitud equivalente de tubería se determina mediante la ecuación (4.27).

$$L_a = D_i * Rel (L / D) \quad (4.27)$$

Donde:

D_i = diámetro interno de la tubería (m)

$Rel (L/D)$ = relación longitud/diámetro de cada accesorio (ver tabla 4.15)

Tabla 4.15. Relación longitud/diámetro de accesorios

Accesorio	Relación (L/D)
Codos a 45°	14
Codos a 90°	30
Tee con flujo a 90°	60
Tee a través del flujo	20

Fuente: Empresas Públicas de Medellín (s.f.)

La ecuación (4.26) y ecuación (4.27) se pueden aplicar conociendo el recorrido del biogás desde su producción hasta su consumo; es decir, luego de haber definido las longitudes de cada tramo de tubería y los accesorios requeridos. Sin embargo, si se desea una aplicación más general, conociendo la separación aproximada entre el gasómetro y los puntos de consumo del biogás, los diámetros de tubería se pueden determinar según la tabla 4.16. De acuerdo con ésta, una tubería de PVC con un diámetro de ¾" permitirá distribuir un caudal de biogás de 1 m³/hora a una distancia de 100 m, con una caída de presión menor a 5 mbar (aprox. 5 cm de columna de agua). También se podría escoger un diámetro de ½", pero es mejor usar tuberías con un diámetro mayor porque es importante minimizar las pérdidas de presión por tratarse de un sistema de gas a bajas presiones. Otra opción sería seleccionar tuberías de ¾" para la tubería principal de gas y tuberías de ½" para la distribución a los puntos de consumo. Además, de los codos y tees, los otros accesorios que producen una caída de presión del gas son el filtro de biogás y la trampa de agua. Esta última funciona a modo de válvula reguladora de la presión del biogás dentro del biodigestor y del gasómetro.

Tabla 4.16. Valores apropiados para el diámetro de tubería de acuerdo al caudal de biogás requerido y de la longitud del sistema de tuberías, para una caída de presión máxima de 5 mbar.

Length [m]:	Galvanized steel pipe			PVC pipe		
	20	60	100	20	60	100
Flow-rate [m ³ /h]						
0.1	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"
0.2	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"
0.3	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"
0.4	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"	1/2"
0.5	1/2"	1/2"	3/4"	1/2"	1/2"	1/2"
1.0	3/4"	3/4"	3/4"	1/2"	3/4"	3/4"
1.5	3/4"	3/4"	1"	1/2"	3/4"	3/4"
2.0	3/4"	1"	1"	3/4"	3/4"	1"

Fuente: Kossmann y Ponitz (s.f.)

La caída de presión en las tuberías se puede calcular de una manera precisa mediante la ecuación de Renourad Lineal (ver ecuación (4.28)) aplicable en bajas presiones ($\Delta p < 100$ mbar).

$$\Delta p = 23200 * \rho_r * L_{eq.} * Q^{1.82} * D^{-4.82} \quad (4.28)$$

Donde:

Δp = pérdida de carga o caída de presión en las tuberías (mbar)

ρ_r = Densidad relativa del gas (para el biogás : $\rho_r = 0.83$)

$L_{eq.}$ = Longitud equivalente total de las tuberías de biogás (m)

Q = Caudal de biogás (m^3 / hora)

D = Diámetro interior de la tubería (mm)

De esta manera, si se utiliza la ecuación de Renourad Lineal para calcular la pérdida de carga en una tubería de longitud 100 m ($L_{eq.} = 100$) y de diámetro $\frac{3}{4}$ " (19.05 mm) transportando $1 m^3$ de biogás, se obtiene una pérdida de carga de 1.3 mbar (1.3 cm de c.a.). Y para un diámetro de $\frac{1}{2}$ " se obtiene una pérdida de carga de 9.2 mbar (9.3 cm de c.a.) y de 5.5 mbar (5 cm de c.a.), para longitudes de tubería de 100 y 60 metros, respectivamente. Estos valores obtenidos mediante la ecuación de Renourad Lineal, comprueban que los valores indicados en la tabla 4.16 son correctos.

4.8 Descripción de la planta de biogás: materiales y costos

Luego de haber definido los diámetros y accesorios necesarios en el sistema de tuberías de biogás, en este punto se describe la distribución final de la instalación doméstica de biogás. En la figura 4.56 se puede apreciar un esquema general de cómo debe estar distribuida toda la instalación. Se han seleccionado tuberías con diámetro de $\frac{3}{4}$ " tanto para conducir el biogás desde el biodigestor hasta el gasómetro y desde el gasómetro hasta los puntos de consumo. Éstos serán los dos tramos principales de tubería de biogás, y en ambos se propone instalar tanto un filtro de biogás para eliminar una parte del H_2S , y una trampa de agua que permita reducir el vapor de agua contenido en el gas, así como regular la presión a la salida del biodigestor y del gasómetro.

El costo estimado total de la instalación propuesta es de S/. 2871.0, teniendo en cuenta los precios de la cotización mostrada en el anexo 3. De dicho monto, S/.2491.0 es el costo de los materiales y S/. 380.0 de la mano de obra. Se debe tener en cuenta que dicho costo total puede disminuir si se utiliza adobe (producido localmente) en vez de ladrillo para las paredes del invernadero, y mano de obra y herramientas locales (por ejemplo de la familia propietaria de la instalación de biogás). También se podría buscar otra empresa que suministre el biodigestor y gasómetro a un menor precio.

Para calcular si una instalación de biogás es rentable para una familia (de cinco miembros), se calculará el pay-back o periodo de recuperación de la inversión. Se considera que el flujo neto de caja (anual) de la familia es aproximadamente constante e igual a los gastos que se dejan de tener al utilizar el biogás producido por la instalación (no se consideran gastos para su mantenimiento); además del posible uso del biol en lugar de fertilizantes químicos comerciales. Para esto último, se realizó una encuesta a agricultores de la zona rural de Piura para saber el tipo y la cantidad de fertilizantes comerciales que utilizan. Se asumirá, de manera conservadora, que el biol es capaz de reemplazar sólo la mitad de la cantidad total de fertilizante necesaria en un año y que la vida útil de la geomembrana es de 7 años. Por lo tanto, se consideran los siguientes casos:

- **Familia tipo 1:** Aquella que utiliza mensualmente un balón de gas (GLP) para cocinar, cuyo precio se encuentra alrededor de S/. 38.0. Además, evita pagar el

importe correspondiente a la iluminación equivalente a S/. 2.00 mensuales²⁰. Esto nos da un flujo de caja neto de S/. 480.0 al año.

- **Familia tipo 2:** Aquella que utiliza el biogás como la familia tipo 1, pero además utiliza el biol en reemplazo de fertilizantes químicos comerciales para fertilizar cultivos como plátano, cacao y mango (plantas permanentes):

Fertilizante anual (300 kg aprox.): 1 hectárea de terreno			
Fertilizante	Cantidad	Costo unitario	Costo total
Bolsa de sulfato de amonio de 50 kg	2	S/. 42.0	S/. 84.0
Bolsa de sulfato de potasio de 50 kg	1	S/. 129.5	S/. 129.5
Sacos de compost de 25 kg	2	S/. 10.0	S/. 20.0
Bolsa de Sul-Po-Mag de 50 kg	1	S/. 108.0	S/. 108.0
Guano de animal (50 kg aprox.)	-	0	0
Costo total de fertilizantes			S/. 341.5

Esto nos da un flujo neto de caja anual de aproximadamente S/. 651.0 (S/. 480.0 más la mitad de S/. 341.5).

- **Familia tipo 3:** Aquella que utiliza los mismos fertilizantes químicos comerciales que la familia tipo 2 (mismos cultivos), pero es beneficiaria con el vale mensual de descuento de S/ 16.0, entregado por el Fondo de Inclusión Social Energético (FISE) para la compra de balones de gas (GLP). Esto nos da un flujo neto de caja anual de S/.459.0 (S/. 288.0 por el biogás más S/. 171.0 por el biol).

- **Familia tipo 4:** Aquella que utiliza el biogás como la familia tipo 1 (no recibe el vale de descuento), pero además utiliza el biol en reemplazo de fertilizantes químicos comerciales para fertilizar cultivos (no permanentes) como arroz y maíz:

Fertilizante anual (1 campaña): 1 hectárea de arroz			
Fertilizante	Cantidad	Costo unitario	Costo total
Bolsa de urea de 50 kg, al inicio de la campaña	7	S/. 42.0	S/. 420.0
Bolsa de sulfato de amonio de 50 kg, al final de la campaña	10	S/. 64.0	S/. 640.0
Costo total de fertilizantes			S/. 1060.0

Fertilizante anual (1 campaña): 1 hectárea de maíz			
Fertilizante	Cantidad	Costo unitario	Costo total
Bolsa de urea de 50 kg, al inicio de campaña.	8	S/. 42.0	S/. 336.0
Bolsa de fertilizante "triple" (Compomaster 20-20-20) de 50 kg, al inicio de la campaña	2	S/. 97.0	S/. 194.0
Bolsa de sulfato de amonio de 50 kg, al final de la campaña.	10	S/. 64.0	S/. 640.0
Costo total de fertilizantes			S/. 1170.0

²⁰ Se considera el funcionamiento diario durante 3 horas de 2 focos ahorradores de 20 W cada uno, lo que nos da un equivalente de 3.6 kW.h al mes (30 días). Además, se asume el precio de S/. 0.46 de cada kW.h consumido.

Esto nos da un flujo neto de caja anual de aproximadamente S/. 1005.0 (S/. 480.0 por el biogás más S/. 525.0 por el biol).

- **Familia tipo 5:** Aquella que utiliza los mismos fertilizantes químicos comerciales que la familia tipo 4 (mismos cultivos), pero es beneficiaria del subsidio mensual de S/ 16.0 entregado por el Fondo de Inclusión Social Energético (FISE) para la compra de balones de gas (GLP). Esto nos da un flujo neto de caja anual de aproximadamente S/. 813.0 (S/.288.0 por el biogás más S/.525.0 por el biol).

Por lo tanto, se obtiene la siguiente tabla con los flujos netos de caja según el tipo de familia:

Familia	Inversión inicial o desembolso	Flujo neto de caja 1	Flujo neto de caja 2	Flujo neto de caja 3	Flujo neto de caja 4	Flujo neto de caja 5	Flujo neto de caja 6	Flujo neto de caja 7
Tipo 1	S/. 2871.0	S/. 480.0						
Tipo 2	S/. 2871.0	S/. 650.0						
Tipo 3	S/. 2871.0	S/. 459.0						
Tipo 4	S/. 2871.0	S/. 1005.0	S/. 1005.0	S/. 1005.0				
Tipo 5	S/. 2871.0	S/. 813.0	S/. 813.0	S/. 813.0	S/. 813.0			

Como se puede apreciar en la tabla anterior, para el tiempo de vida estimado de siete años de la geomembrana, la inversión inicial no se recupera sólo con la utilización del biogás. Por lo que es también necesario el aprovechamiento del biol como fertilizante orgánico. En este caso, la recuperación más rápida de la inversión inicial (menos de tres años) se realiza en aquella familia que no recibe subsidio del FISE y que se dedica a cultivar arroz y maíz (familia tipo 4). El siguiente tipo de familia en recuperar su inversión en menos de cuatro años es aquella que, aun recibiendo un subsidio mensual del estado para la compra de sus balones de gas, también se dedica al cultivo de arroz y maíz (familia tipo 5).

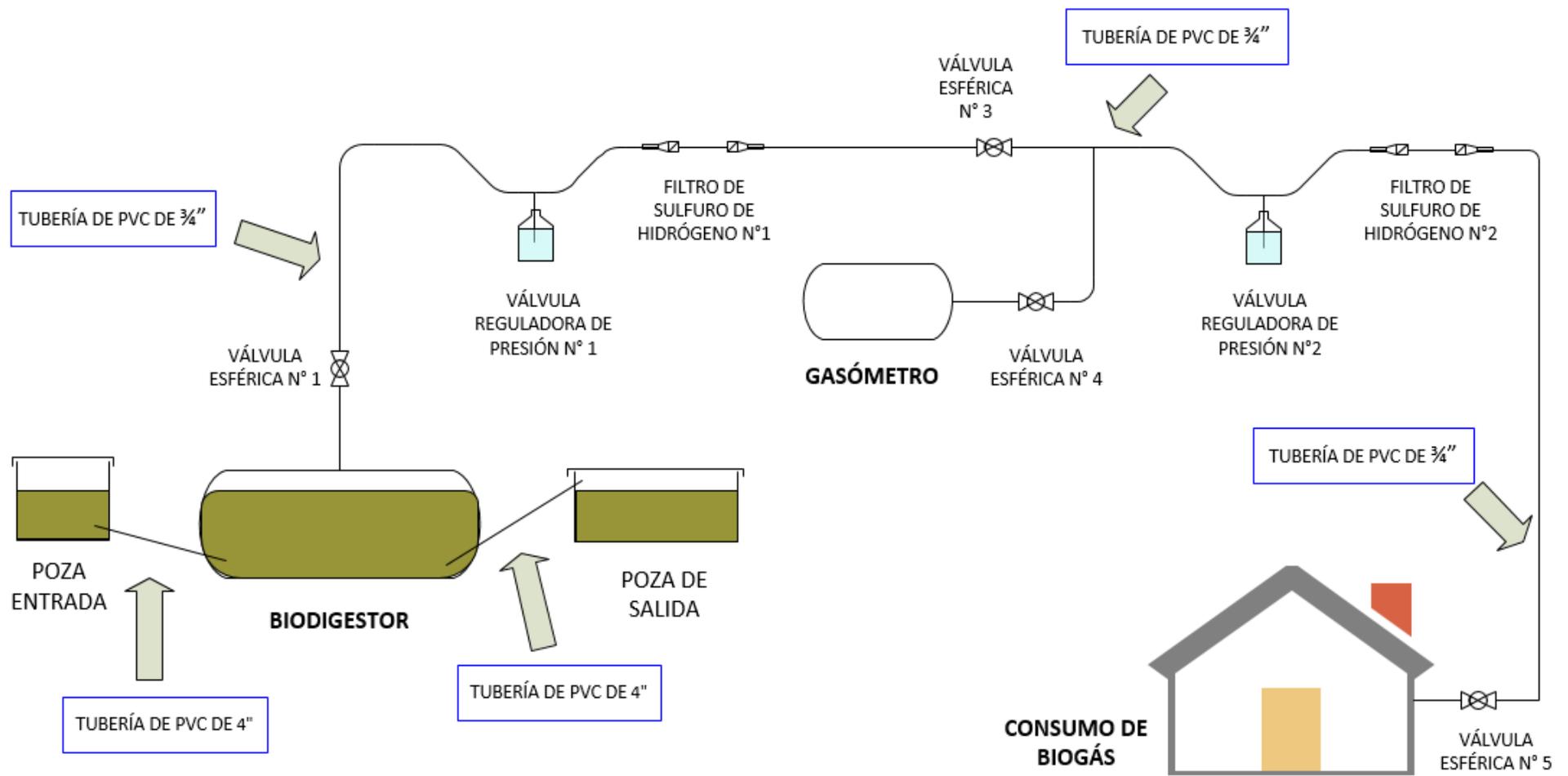


Figura 4.56. Esquema general de una instalación doméstica de biogás

Fuente: Elaboración propia

Conclusiones

- La aplicación de la digestión anaeróbica en biodigestores domésticos es una fuente de energía renovable (biogás), la cual puede reemplazar a combustibles fósiles como el gas natural o el GLP. Además, permite obtener un fertilizante orgánico de calidad (biol) y evita la emisión de gases de efecto invernadero provenientes de la descomposición incontrolada de la materia orgánica, lo que cobra mayor importancia en la actualidad debido a los efectos que está causando el calentamiento global.
- La producción de biogás no se puede estimar de manera exacta mediante modelos matemáticos debido a que la digestión anaeróbica es un proceso biológico complejo, en el cual intervienen una serie de microorganismos (bacterias) cuyo crecimiento y tiempo de vida se ven influenciados por parámetros como la composición de la materia orgánica, la temperatura, el TRH, etc. Por lo tanto, es importante mantener estos parámetros alrededor de valores óptimos, y así evitar el abandono de la instalación de biogás por una baja producción.
- De los tipos de biodigestores domésticos evaluados, se concluye que el más adecuado, por ser el más económico y el que menos dificultades presenta, tanto para su instalación como para su operación, es el biodigestor tubular de plástico.
- Una de las razones más comunes del abandono de un biodigestor tubular de plástico es la baja producción de biogás obtenida con respecto a la estimada inicialmente. Esto se debe al poco conocimiento técnico que tienen las familias sobre la digestión anaeróbica y los parámetros que la afectan. En esta investigación se demostró, por ejemplo, que el dimensionamiento de la zanja donde se instala dicho biodigestor plástico, es un factor importante que se debe tener en cuenta para evitar la reducción del volumen líquido y la consecuente reducción del volumen de biogás producido.
- El biodigestor tubular de plástico es una inversión rentable para una familia, siempre y cuando se utilice no solo el biogás sino también en el biol como fertilizante orgánico, en reemplazo de fertilizantes químicos comerciales. La inversión resulta más rentable para aquellas familias que utilicen el biol para fertilizar cultivos como el arroz o el maíz, los cuales se realizan por campañas, debido a que requieren una mayor inversión en fertilizantes. Sin embargo, es necesario una evaluación económica más detallada del rendimiento del biol sobre los cultivos para determinar el beneficio económico real que se obtiene.
- Debido a que nuestro país tiene un potencial ganadero importante, el estado debería incentivar la masificación de los biodigestores domésticos mediante el otorgamiento de créditos o de subsidios para las familias de bajos recursos, tal como se hace con el Fondo de Inclusión Social Energético (FISE) para la compra de balones de gas.

Bibliografía

1. Abbassi-Guendouz, A., Brockmann, D., Trably, E., Dumas, C., Delgenes, J.-P., Steyer, J.-P., y otros. (2012). Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresource Technology*, 55-61.
2. Agencia Andaluza de la Energía. Consejería de economía, innovación y ciencia. Junta de Andalucía. (2011). *Estudio básico del biogás*. Andalucía: Junta de Andalucía.
3. Aguamarket. (s.f.). *Diccionario del agua. Sólidos*. Obtenido de <http://www.aguamarket.com/diccionario/terminos.asp?Id=2082&termino=Solidos>
4. Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Kottner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., y otros. (2008). *Biogas handbook*. University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs.
5. Alterna. (2011). *Sistemas de Biodigestión*. Recuperado el 7 de Enero de 2014, de <http://www.alterna-la.org/es/node/42>
6. Alvarez, R., & Lidén, G. (2008). The effect of temperature variation on biomethanation at high altitude. *Bioresource Technology*, 7278-7284.
7. Alvarez, R., Villca, S., & Lidén, G. (2006). Biogas production from llama and cow manure at high altitude. *Biomass and Bioenergy*, 66-75.
8. American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA); Water Environment Federation (WEF). (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Obtenido de Solids: <http://www.umass.edu/tei/mwWP/acrobat/sm2540Dsuspendedsolids.PDF>
9. Angelidaki, I., & Ellegaard, L. (2003). Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants. Status and future trends. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 95-105.
10. Angelidaki, I., & Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 117-129.
11. Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J., Guwy, A., y otros. (2009). *Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays*. IWA.
12. Appels, L., Lauwers, J., Degreve, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., y otros. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 4295-4301.
13. Arnott, M. (1985). *The biogas/biofertilizer business handbook (Third Edition)*. Peace Corps.
14. Avendaño Allen-Perkins, D. (2010). *Diseño y construcción de un digestor anaerobio de flujo pistón que trate los residuos generados en una explotación*

- ganadera de la localidad de Loja, Ecuador, empleado tecnologías apropiadas.* Madrid: Universidad Politécnica de Madrid (UPM).
15. Axaopoulos, P., Panagakis, P., Tsavdaris, A. & Georgakakis, D. (2000). Simulation and experimental performance of a solar-heated anaerobic digester. *Solar Energy* 70 (2), 155-164.
 16. Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & Gonzáles-García, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 541-551.
 17. Basu, P. (2013). Chapter 3 - Biomass Characteristics. *Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction (Second Edition)*, 47-86.
 18. BBC. (13 de Marzo de 2009). *BBCMUNDO.com*. Recuperado el 6 de Setiembre de 2013, de Biogás a bajo costo en Costa Rica: http://news.bbc.co.uk/hi/spanish/forums/newsid_7937000/7937917.stm
 19. Buswell, A., & Mueller, H. (1952). Mechanism of methane fermentation. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 550-552.
 20. Caridi, F., Torrisi, L & Visco, A. M. (2012). Light transmission through polyethylene samples. *Optics Communications* 285, 1199-1205.
 21. Chae, K. J., Jang, A., K, Y. S., & Kim, I. S. (2008). The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology*, 1-6.
 22. Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 4044-4064.
 23. Chowdhury, R. B., & Fulford, D. J. (1992). Batch and semi-continuous anaerobic digestion systems. *Renewable Energy*, 2(4), 391-400.
 24. De la Torre Caritas, N. (2008). *Digestión anaerobia en comunidades rurales*. Madrid: Universidad Carlos III de Madrid.
 25. Dehbi, A., Mourad, A., & Bouaza, A. (2011). Ageing Effect on the Properties of Tri-Layer Polyethylene. Film Used as Greenhouse Roof. *Procedia Engineering*, 466-471.
 26. Demirer, G. N., & Chen, S. (2005). Two-phase anaerobic digestion of screened dairy manure. *Process Biochemistry*, 3542-3549.
 27. Deublein, D., & Steinhauser, A. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources. An Introduction*. Weinheim, Alemania: Wiley-VCH Verlag GmbH & KGaA.
 28. Dilara, P.A. & Briassoulis, D. (2000). Degradation and Stabilization of Low-density Polyethylene Films used as Greenhouse Covering Materials. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 76 (4), 309-321.

29. Dias Da Silva, E., & Kreling, J. C. (2006). *Evaluación de la productividad y del efluente de biodigestores suplementados con grasas residuales*. Guácimo, Costa Rica: Universidad Earth.
30. eg-ingeniería. (s.f.). *Tecnología sustentable*. Recuperado el Noviembre de 2013, de Biodigestor con Desplazamiento Horizontal: <http://www.eg-ingenieria.com.ar/biodigestores-desplazamiento-horizontal.html>
31. Empresas Públicas de Medellín (EE.PP.M.) (s.f.). Guía para el diseño e instalación de redes de gas.
32. Esquivel, R. R., Méndez y Cazarín, M. D., Preston, T. R., & Pedraza, O. G. (2002). *Livestock Research for Rural Development*. Recuperado el Febrero de 2014, de Aspectos importantes al introducir biodigestores en explotaciones lecheras a pequeña escala: <http://www.lrrd.org/lrrd14/3/Viey143.htm>
33. FAO. (1992). *Biogas process for sustainable development. Chapter eight: Output and its use I*. Recuperado el Marzo de 2014, de FAO CORPORATE DOCUMENT REPOSITORY:
<http://www.fao.org/docrep/t0541e/T0541E0b.htm#Chapter%20%20eight:%20Output%20and%20its%20use%20I>
34. Ferrer, I., Gamiz, M., Almeida, M., & Ruiz, A. (2009). Pilot project of biogas production from pig manure and urine mixture at ambient temperature in Ventanilla (Lima, Perú). *Waste Management*, 168-173.
35. Ferrer, I., Garfí, M., Uggetti, E., Ferrer- Martí, L., Calderon, A., & Velo, E. (2011). Biogas production in low - cost household digesters at the Peruvian Andes. *Biomass and Bioenergy*, 1668-1674.
36. Flotats, X., Campos, E., & Bonmatí, A. (1997). *Aprovechamiento energético de residuos ganaderos*. Lérida: Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del suelo. Universidad de Lérida.
37. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Miyamoto, K. (1997). *Renewable biological systems for alternative sustainable energy production (FAO Agricultural Services Bulletin - 128)*. Obtenido de Chapter 4 Methane production:
<http://www.fao.org/docrep/w7241e/w7241e0f.htm#chapter%204%20%20%20methane%20production>
38. FUNIBER. (s.f.). *Valorización energética. Ingeniería ambiental. Tomo 007*.
39. Garfí, M., Cadenas, E., Pérez, I., & Ferrer, I. (2014). Technical, economic and environmental assesment of household biogas digesters for rural communities. *Renewable Energy*, 313-318.
40. Garfí, M., Ferrer - Martí, L., Perez, I., Flotats, X., & Ferrer, I. (2011). Codigestion of cow and guinea pig manure in low - cost tubular digesters at high altitude. *Ecological Engineering*, 2066-2070.

41. Global Methane Initiative (GMI). (12 de Julio de 2013). Obtenido de Successful Applications of Anaerobic Digestion from Across the World: https://www.globalmethane.org/documents/ag_case_studies_guide.pdf
42. Gobierno de Chile, Ministerio de Energía; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO); Global Environment Facility (GEF). (2011). *Manual de biogás*. Santiago de Chile: FAO.
43. Gobierno de Navarra. (s.f.). *navarra.es*. Obtenido de http://www.navarra.es/home_es/Temas/Medio+Ambiente/Agua/Documentacion/Parametros/ParametrosMateriaOrganica.htm
44. Godi, N. Y., Zhengwuvi, L. B., Adulkadir, S., & Kamtu, P. (2013). Effect of cow dung variety on biogas producti. *Journal of Mechanical Engineering Research*, 1-4.
45. Graaf, D. d., & Fendler, R. (2010). *Biogas production in Germany*. Baltic Sea Region Programme 2007-2013.
46. Guo, J., Dong, R., Clemens, J., & Wang, W. (2013). Kinetics evaluation of a semi-continuously fed anaerobic digester treating pig manure at two mesophilic temperatures. *Water Research*, 5743-5750.
47. Hamad, M., Abdel Dayem, A. M., & El Halwagi, M. M. (1981). Evaluation of the performance of two rural biogas units of indian and chinese design. *Energy in Agriculture*, 235-250.
48. Harris, P. (2008). Biogas Notes. AFEST, The University of Adelaide and IOBB.
49. Hashimoto, A. G. (1982). Methane from cattle waste: effect of temperature, hydraulic retention time, and influent substrate concentration on kinetic parameter (K). *Biotechnology and Bioengineering*, 24, 2039-2052.
50. Hashimoto, A., Varel, V., & Chen, Y. (1981). Ultimate methane yield from beef cattle manure: Effect of temperature, ration constituents, antibiotics and manure age. *Agricultural Wastes*, 241-256.
51. Hilbert, Jorge A. Instituto de Ingeniería Rural. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Castelar. (s.f.). *Manual para la producción de biogás*.
52. Hill, D. (1983a). Simplified Monod Kinetics of Methane Fermentation of Animal Wastes. *Agricultural Wastes*, 1-16.
53. Hill, D. (1983b). Design parameters and operating characteristics of animal waste anaerobic digestion systems: Swine and poultry. *Agricultural wastes* 5, 157-178.
54. Hill, D. T. (1982). Design of digestion systems for maximum methane production (Resumen). *ASABE* 25, 226-230.

55. Hill, D. T., Tollner, E. W., & Holmberg, R. D. (1983). The kinetics of inhibition in methane fermentation of swine manure. *Agricultural Wastes* 5, 105-123.
56. INEI. Centro de Investigación y Desarrollo (CIDE). (Noviembre de 2007). *Perú: Características Socio económicas de los Hogares*. Recuperado el 19 de Enero de 2014, de:

http://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib0744/Libro.pdf
57. Iniciativa Global de Metano. (2011). *Metano de vertederos: reducción de las emisiones, avance de las oportunidades de recuperación y utilización*. Iniciativa Global de Metano.
58. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Ministerio de industria, turismo y comercio. Gobierno de España. (2007). *Biomasa: Digestores anaerobios*. Madrid: IDAE.
59. International Energy Agency (IEA). (2014). *Key World Energy Statistics*. Obtenido de <http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/keyworld2014.pdf>
60. IPCC. (2006). *Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4: Ganado. Capítulo 10: Emisiones resultantes de la gestión del ganado y del estiércol*. IPCC.
61. Kaiser, F., Bas, F., & Gronauer, A. (2002). *Producción de biogás a partir de guano Animal: el caso de Alemania*. Santiago.
62. Kanwar, S. S., & Guleri, R. L. (1994). Performance evaluation of a family-size, rubber-balloon biogas plant under hilly conditions. *Bioresource Technology*, 119-121.
63. Kossmann, W., & Ponitz, U. (s.f.). *Biogas Digest. Volume II. Biogas - Application and Product Development*. Information and Advisory Service on Appropriate Technology (ISAT). GATE in Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), GmbH.
64. Kounnavongsa, B., & Preston, T. R. (2009). *Effect of mixing on gas production in plug flow tubular plastic biodigesters*. Recuperado el Febrero de 2014, de Livestock Research for Rural Development: <http://www.lrrd.org/lrrd21/2/boun21029.htm>
65. Kurchania, A. K., Panwar, N. L., & Pagar, S. D. (2011). Development of domestic biogas stove. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 99-103.
66. Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, 2255-2264.
67. Lansing, S., Viquez, J., Martínez, H., Botero, R., & Martin, J. (2008). Quantifying electricity generation and waste transformation in a low-cost, plug-flow anaerobic digestion system. *Ecological Engineering*, 332-348.

68. Li, Y., Zhang, R., Liu, G., Chen, C., He, Y., & Liu, X. (2013b). Comparison of methane production potential, biodegradability, and kinetics of different organic substrates. *Bioresource Technology*, 565-569.
69. Li, Y., Zhang, R., Liu, X., Chen, C., Xiao, X., Feng, L., y otros. (2013a). Evaluating methane production from anaerobic mono- and co-digestion of kitchen waste, corn stover, and chicken manure. *Energy Fuels* 27, 2085-2091.
70. Linke, B. (1997). A model for anaerobic digestion of animal manure waste slurries. *Environmental Technology* 18, 849-854.
71. Lobato Fuertes, Á. (2012). *Estudio de la co-digestión anaerobia de residuos ganaderos con otros substratos agroindustriales*. León: Universidad de León.
72. López Amador, P., & Sola Pages, A. (2008). *Sistematización y cuantificación de biodigestores. Áreas e impactos: social, económica y ambiental*. San José (Costa Rica): Programa de Pequeñas Donaciones, Costa Rica.
73. Lusk, P. (1998). *Methane Recovery from Animal Manures. The Current Opportunities Casebook*. Colorado, USA: National Renewable Energy Laboratory.
74. Llaneza, H., Morís, M. A., Gonzáles, L., & Gonzáles, E. (2010). *Caracterización, purificación y control del biogás*. PSE PROBIOGAS. Ministerio de Ciencia e Innovación. Gobierno de España.
75. Mancillas Salas, S., Rodríguez de la Garza, J. A., & Ríos Gonzales, L. (2012). Bioestimulación de la digestión anaerobia. *Acta Química Mexicana (AQM)*, 1-7.
76. Martí - Herrero, J. (2011). Reduced hydraulic retention times in low - cost tubular digesters: Two issues. *Biomass and Bioenergy*, 4481-4484.
77. Martí - Herrero, J., & Cipriano, J. (2012). Design methodology for low cost tubular digesters. *Bioresource Technology*, 21-27.
78. Martí Herrero, J. (2008). *Biodigestores familiares: Guía de diseño y manual de instalación*. Bolivia: GTZ Energía.
79. Martí Herrero, J. (2007). Experiencia de transferencia tecnológica de biodigestores familiares en Bolivia. *Livestock Research for Rural Development* 19 (2).
80. Mazumdar, A. (1982). *Consolidation of Information: Biogas Handbook*. París: United Nations Educational Scientific and Cultural Organization .
81. McKinsey Zicari, Steven (2003). *Removal of hydrogen sulfide from biogas using cow-manure compost*. Cornell University.
82. Moller, H., Sommer, S., & Ahring, B. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, 485-495.
83. Moncayo Romero, G. (2013). *Dimensionamiento y diseño de biodigestores y plantas de biogás*. Aqualimpia Engineering e.K.

84. Mountain Empire Community College. (s.f.). *Water/Wastewater Distance Learning Website*. Obtenido de Lesson 20: Solids: <http://water.me.vccs.edu/courses/env211/lesson20.htm>
85. Oklahoma Cooperative Extension Service. Oklahoma State University. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. Hamilton, Douglas W. (s.f.). *Anaerobic Digestion of Animal Manures: Understanding the Basic Processes*.
86. Owen, W., Stuckey, D., Healy, J., Young, L., & McCarty, P. (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 485-492.
87. Ožbolt, M., Rukavina, T., Dragčević, V. & Lakušić, S. (2004). *Geomembranes multiaxial tensile test*. University of Zagreb, Croacia.
88. Pedraza, G., Chará, J., Conde, N., Giraldo, S., & Giraldo, L. (2002). Evaluación de los biodigestores en geomembrana (pvc) y plástico de invernadero en clima medio para el tratamiento de aguas residuales origen porcino. *Livestock Research for Rural Development*, <http://www.lrrd.org/lrrd14/1/Pedr141.htm>.
89. Perrigault, T. (2010). *Mejoramiento del comportamiento térmico de un biodigestor low-cost tipo plug-flow (Master thesis)*. Universitat Politècnica de Catalunya.
90. Perrigault, T., Weatherford, V., Martí - Herrero, J., & Poggio, D. (2012). Towards thermal design optimization of tubular digesters in cold climates: A heat transfer model. *Bioresource Technology*, 259-268.
91. Pizarro, S. (2005). *Biodigestor*. Buenos Aires: Ministerio de Educación, Ciencia y Tecnología - Instituto Nacional de Educación Tecnológica.
92. Poggio, D. (2007). *Diseño y construcción de dos digestores anaeróbicos en el altiplano andino peruano*. Catalunya: Universitat Politècnica de Catalunya.
93. Preston, T. R., Thy, S., Borin, K., Buntha, P., & Vanvuth, T. (2005). *The optimization of gas production in tubular plastic biodigesters by charging with different proportions of pig and cattle manure*. Recuperado el Febrero de 2014, de Livestock Research for Rural Development: <http://www.lrrd.org/lrrd17/12/sant17132.htm>
94. PSE PROBIOGAS; Ministerio de ciencia e innovación, Gobierno de España. (2009). *Manual del estado del arte de la co-digestión anaeróbica de residuos ganaderos y agroindustriales*. PSE PROBIOGAS.
95. Quesada, R., Salas, N., Arguedas, M. & Botero, R. (2007). Generación de energía eléctrica a partir de biogás. *Tierra Tropical* 3 (2), 139-147.
96. Rajendran, K., Aslanzadeh, S. & Taherzadeh, M. J. (2012). Household Biogas Digesters – A Review. *Energies* 5, 2911-2942.
97. Raposo, F., De la Rubia, M. A., Fernández-Cegrí, V., & Borja, R. (2011). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to

- methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 861-877.
98. Rodríguez, C. (2002). Sitio Argentino de Producción Animal. Recuperado el Febrero de 2014, de http://www.produccion-animal.com.ar/sustentabilidad/05-residuos_ganaderos.pdf
 99. Safley, L. M., & Westerman, P. (1990). Psychrophilic anaerobic digestion of animal manure: proposed design methodology. *Biological Wastes* 34, 133-148.
 100. Safley, L. M., & Westerman, P. (1994). Low temperature digestion of dairy and swine manure. *Bioresource Technology* 47, 165-171.
 101. Sebastián Nogués, Fernando; Royo Herrer, Javier. Fundación CIRCE. (2002). Ciclo Energías Renovables. Jornadas de biomasa. Generalidades.
 102. SNV. (27 de Agosto de 2012). Production rate of biogas plants increased. Recuperado el 07 de Enero de 2014, de <http://www.snvworld.org/en/regions/world/news/production-rate-of-biogas-plants-increased>
 103. SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (a). (2012). Estudio de Factibilidad para un Programa Nacional de Biogás Doméstico en Perú. SNV.
 104. SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (b). (2012). Estudio de factibilidad para un Programa Nacional de Biodigestores en Perú. Introducción y presentación de resultados preliminares. Lima.
 105. SNV, HIVOS, Soluciones Prácticas (2013). Plan del Programa Nacional de Biodigestores en Perú. Lima.
 106. Soluciones Prácticas - ITDG. (s.f.). Conceptos de la energía de la biomasa. Ficha técnica 15. Lima: Soluciones Prácticas - ITDG.
 107. Sommer, B. K., & Moller, H. B. (Mayo de 2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, 26(5), 485 - 495.
 108. Scheirs, John (2009). A guide to polymeric geomembranes. A practical approach. John Wiley and Sons Ltd.
 109. Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & Haan, C. d. (2009). La larga sombra del ganado. Roma: FAO.
 110. Sung, S., & Santha, H. (2003). Performance of temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) system treating dairy cattle wastes. *Water Research*, 1628-1636.
 111. Taha, Ahmed (2003). Simulation Model of Energy Fluxes in Passive Solar Greenhouses with a Concrete North-Wall. UNIVERSITÄT HANNOVER.
 112. Tauseef, S. M., Premalatha, M., Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2013). Methane capture from livestock manure. *Journal of Environmental Management*, 187-207.

113. Thy, S., Buntha, P., Vanvuth, T., Preston, T. R., K, S., Phouthone, B., y otros. (2005). Effect of length: diameter ratio in polyethylene biodigesters on gas production and effluent composition. Recuperado el Enero de 2014, de Livestock Research for Rural Development: www.lrrd.org/lrrd17/11/sant17120.htm
114. Thy, S., Preston, T. R., & Ly, J. (2003). Effect of retention time on gas production and fertilizer value of biodigester effluent. Recuperado el Febrero de 2014, de Livestock Research for Rural Development 15: <http://www.lrrd.cipav.org.co/lrrd15/7/sant157.htm>
115. Todar, Kenneth . University of Wisconsin-Madison. Department of Bacteriology. (2009). Todar's Online Textbook of Bacteriology. Obtenido de Growth of Bacterial Populations: <http://textbookofbacteriology.net/themicrobialworld/growth.html>
116. Triolo, J. M., Sommer, S. G., Moller, H. B., Weisbjerg, M. R., & Jiang, X. Y. (2011). A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresource Technology*, 9395-9402.
117. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2004). *AgSTAR Handbook*.
118. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). (2013). *Clean Development Mechanism. CDM Methodology. Booklet. Fifth edition. UNFCCC*.
119. Usack, J. G., Wiratni, W., & Angenent, L. T. (2014). Improved Design of Anaerobic Digesters for Household Biogas Production in Indonesia: One Cow, One Digester, and One Hour of Cooking per Day. *The Scientific World Journal* , 1-8.
120. Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K., & Vassileva, C. G. (2012). An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase–mineral and chemical composition and classification. *Fuel*, 40-76.
121. Villanueva Vigo, G., & Cotrina Lezama, R. (2013). *Biodigestores tubulares unifamiliares: Cartilla práctica para instalación, operación y mantenimiento*. Lima: Soluciones Prácticas.
122. Viquez A., Joaquín A. (2010). Remoción del sulfuro de hidrógeno (H₂S) /ácido sulfhídrico (H₂S(aq)) en el biogás. *ECAG Informa* 53, 16-20.
123. Wang, X., Yang, G., Feng, Y., Ren, G., & Han, X. (2012). Optimizing feeding composition and carbon-nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. *Bioresource Technology*, 78-83.
124. Weatherford, Vergil (2005). *Verification of a Thermal Model for Affordable Solar-Assisted Biogas Digesters in Cold Climates*. Duke University.
125. Wellinger, A., Murphy, J., & Baxter, D. (2013). *The biogas handbook. Science, production and applications*. Woodhead Publishing Limited. IEA Bioenergy.

126. Werner, U., Stöhr, U., & Hees, N. (1989). Biogas plants in animal husbandry. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH .
127. Xuan An, B., Preston, T. R., & Dolberg, F. (1997). The introduction of low-cost polyethylene tube biodigesters on small scale farms in Vietnam. Recuperado el Octubre de 2014, de Livestock Research for Rural Development: <http://www.lrrd.org/lrrd9/2/an92.htm>
128. Xuan, B., & Preston, T. R. (1999). Gas production from pig manure fed at different loading rates to polyethylene tubular biodigesters. Recuperado el Febrero de 2014, de Livestock Research for Rural Development: <http://lrrd.cipav.org.co/lrrd11/1/an111.htm>
129. Yu, Q., & Selvadurai, A. (2005). Mechanical behaviour of a plasticized PVC subjected to ethanol exposure. *Polymer Degradation and Stability*, 109-124.
130. Zahirul, M., Gross, B., & Rowe, R. (2011). Degradation of Exposed LLDPE and HDPE Geomembranes: A Review. *Geo-Frontiers*, 2065-2072.
131. Zwietering, M., Jongenburger, I., Rombouts, F., Riet, v., & K. (1990). Modeling of the Bacterial Growth Curve. *Applied and Environmental Microbiology*, 1875-1881.

Anexo 1. Resumen de parámetros operacionales de la instalación de biogás

Tabla 1.a. Características de estiércoles (valores promedio)

Característica		Estiércol de cerdo	Estiércol de vaca
Composición química	% ST (en masa)	25	15
	% SV (en masa)	18.75	12
	Densidad (kg/l)	1	0.95
Rendimiento en biogás	m ³ biogás / kg SV (condiciones estándar)	0.4	0.3
	m ³ biogás / kg estiércol (condiciones estándar)	0.075	0.036

Tabla 1.b. Valores promedio considerados en el afluente al biodigestor

Característica	Estiércol de cerdo	Estiércol de vaca
% ST deseado (mezcla estiércol y agua)	7	8
Concentración deseada del afluente: c _o (g SV/l mezcla)	52.5	60
Litros de agua necesarios por cada kg de estiércol	2.7	1
Carga orgánica: COV (kg SV / m ³ de V _L . día)	1.5	2
TRH (días)	35	30

Tabla 1.c. Requerimientos energéticos: Familia de 5 miembros

Característica		Valor
Cocción de tres comidas al día	Consumo de cada hornilla (m ³ de biogás / hora) Presión de biogás = 10 cm de columna de agua Temperatura de biogás = 25 °C (aprox.)	0.375
	Número de hornillas consideradas	2
	Funcionamiento de cada hornilla (horas/día)	3
	Volumen de biogás para cocinar (m ³ /día)	2.25
Iluminación	Consumo de cada lámpara (m ³ de biogás / hora) Presión = 7 a 10 cm de columna de agua Temperatura ambiente (25 °C)	0.15
	Número de lámparas consideradas	2
	Funcionamiento de cada lámpara (horas/día)	3
	Volumen de biogás para iluminación (m ³ /día)	0.9
Requerimiento total de biogás (m ³ / día)		3.15

Tabla. 1.d. Características operacionales del biodigestor: Producción de 3.2 m³ de biogás

Característica (Temperatura ambiente: 25 °C)	Estiércol de cerdo	Estiércol de vaca
kg totales de SV para satisfacer demanda diaria	8	11
kg totales de estiércol fresco al día	42	87.5
Litros totales de agua al día	2.7	1
Carga orgánica: COV (kg SV / m ³ de V _L . día)	1.5	2
TRH (días)	35	30
Volumen diario o caudal del afluyente (l)	155.4	179.6
Volumen líquido necesario del biodigestor (m ³)	5.44	5.39

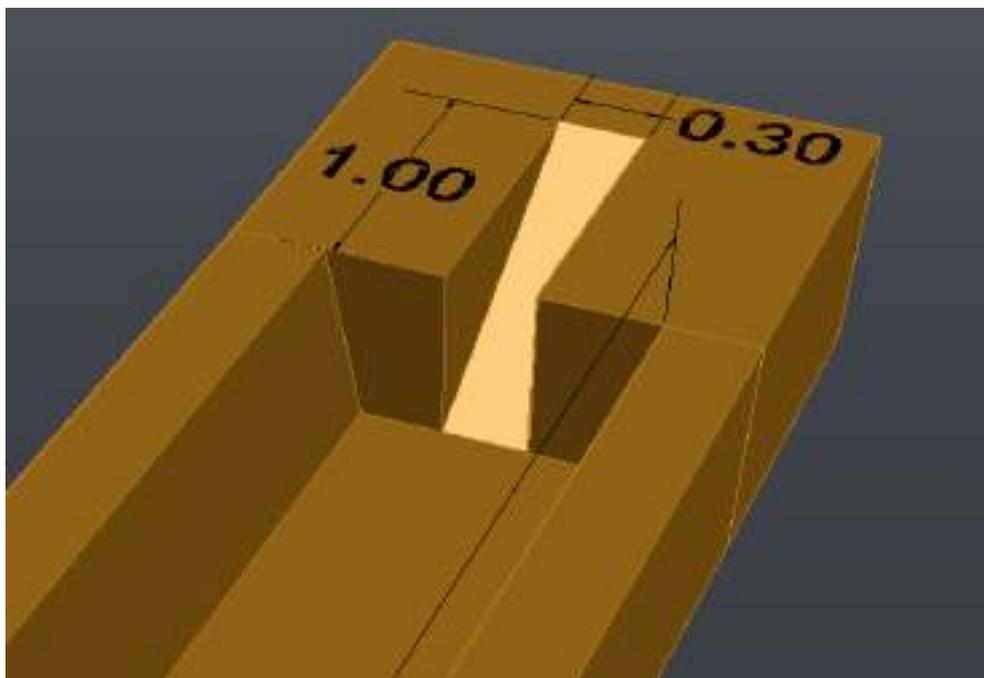
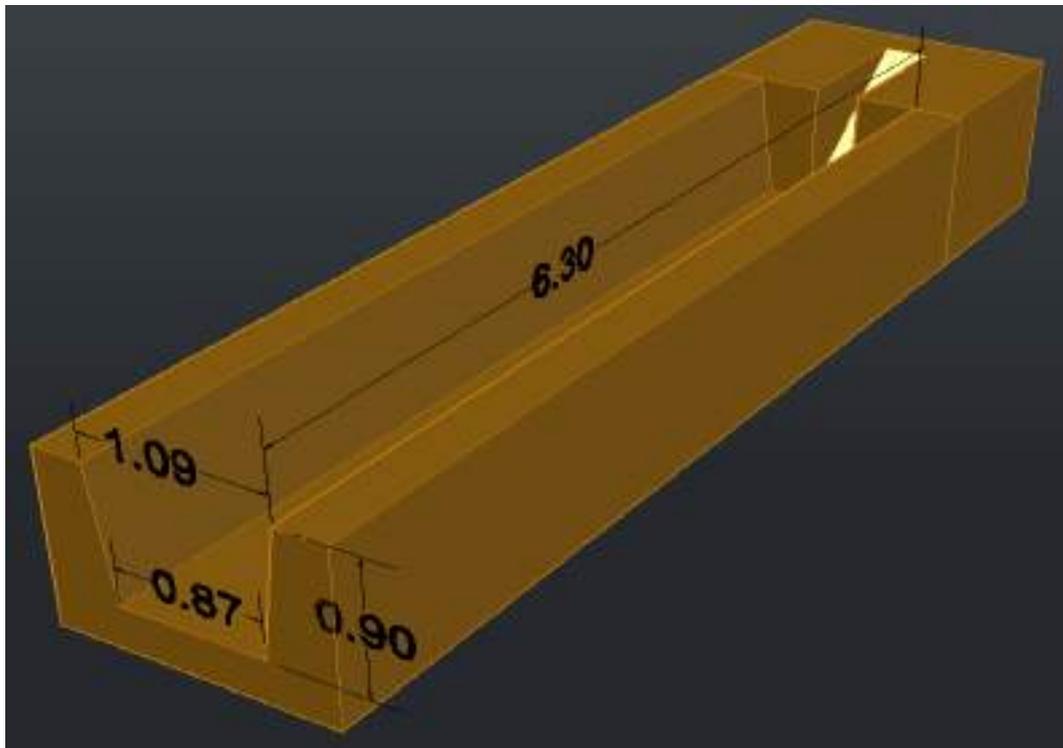
Tabla. 1.e. Dimensiones del biodigestor: Producción de 3.2 m³ de biogás

Característica		Estiércol de cerdo	Estiércol de vaca
Valores iniciales	Volumen líquido necesario (m ³)	V _L = 5.45	
	Diámetro (m)	D = 1.27	
	Circunferencia (m)	C = 4	
	Área transversal teórica = πr^2 (m ²)	A _T = 1.267	
Valores reales (considerando campana de gas y forma de la zanja)	Área transversal gaseosa (m ²)	A _G = 0.235	
	Área transversal líquida (m ²)	A _L = 0.88	
	Longitud = V _L / A _L (m)	L = 6.2	
	Volumen total teórico necesario = A _T *L (m ³)	V _T teórico = 7.85	
	Volumen gaseoso (m ³) = A _G *L	V _G = 1.457	
	Relación longitud / diámetro	L/D = 4.9	
	Volumen total real = V _L + V _G (m ³)	V _T real = 6.91	
	V _G / V _T real (%)	21	
V _L / V _T real (%)	79		

Tabla 1.f. Dimensiones del gasómetro y línea de biogás: Demanda diaria total de 3.2 m³

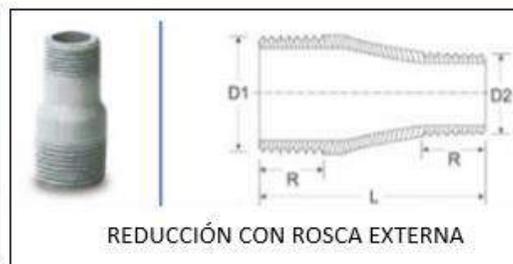
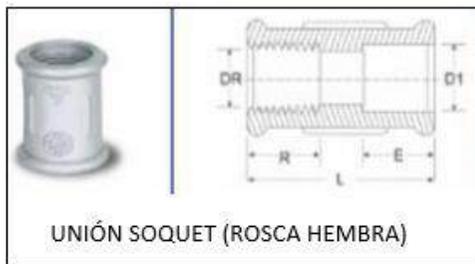
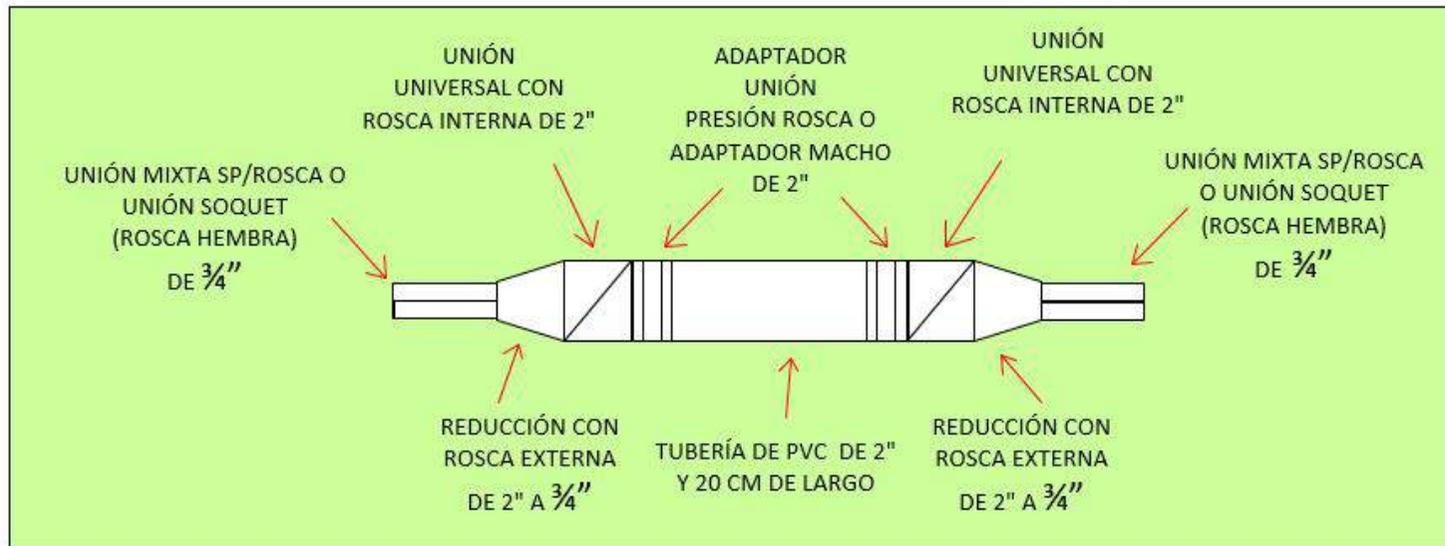
Característica (Temperatura ambiente: 25 °C)	Estiércol de cerdo	Estiércol de vaca
Volumen de gasómetro (m ³)	1.6	
Diámetro de tuberías (pulgadas)	¾	
Longitud estimada de tuberías (m)	< 100	
Cantidad de óxido férrico necesarios cada 15 días (g)	375	

Anexo 2. Planos acotados y esquemas de la instalación de biogás

b. Vista isométrica de la zanja

Fuente: Elaboración propia

c. Esquema de filtro de sulfuro de hidrógeno



Fuente: Elaboración propia

Anexo 3. Cotización de la empresa CIDELSA



Av. Pedro Miota 914
S.J. de Miraflores - Lima 29
Tel: 6178787 Fax: 6178700

Señor
Wiston Arrieta Palacios
Piura

COTIZACION N°
CAT09 8782013

Fecha: 24/09/2013

Item	Cant.	Descripción	Unid	P. Parcial US\$	Total US\$
1	1	DESCRIPCION			
		Biodigestor en geomembrana de PVC bi capade 0.60 mm MODELO CID			
		Con tapas en ambos extremos para las mangas de entrada, salida y extracción de lodos, en tuberías de 4" de diámetro sin necesidad de amarrar tuberías. Una salida de biogás en accesorio de PVC de 1/2" instalada en área sellada y reforzada con dos contratueras y anillos planos de 10 cms diám.			
		Todo el biodigestor sellado por alta frecuencia (HF).			
		Se adjunta un kit de reparación con adhesivo y parches. Con tres tubos de PVC de 4" diam. X 0.50m instalados en cada una de las tres mangas más un empaque de geomembrana y abrazaderas galvanizadas regulab.			
		Lleva también un adaptador de 2" para conectar la llave de agua de 2" diám.			
		<u>Medidas: 1.27 m de diámetro x 6.70 m de largo</u>			
		<u>Volumen Total: 8.5 m3</u>	pza	\$350.00	\$350.00
2	1	GASOMETRO MODELO CID			
		Manga de geomembrana de PVC bi capa de 0.60 mm color gris claro			
		Manga cerrada con tapas en ambos extremos de 0.94 m de diámetro x 2.2 m de largo. Con un accesorio de PVC de 1" de diámetro, empaquetaduras de jebe, dos arandelas de PVC, para la entrada/salida del biogás.			
		Está colocado en el centro de una de las tapas de la manga.	pza.	\$150.00	\$150.00
	1	Kit de biogas, constituido por Filtro de Sulfuro de H, Trampa de agua, válvula de sobrepresión y manómetro de columna.	Jgo.	\$120.00	\$120.00
	1	Agitador para biodigestor tubular de 5.0m de largo y 06 arandelas de 3 3/4" diám.	Jgo.	\$70.00	\$70.00
	1	Cocina de dos quemadores grandes de Al para colocar en mesa. Adaptadas a biogás			
		Tiene 1.0m de manguera naranja de 3/8" y adaptador de conexión de 1/2"	pza.	\$90.00	\$90.00

Anexo 4. Fórmulas utilizadas para calcular el material de mampostería

a. Cálculo de la cantidad de ladrillos para muros (Fuente: Aceros Arequipa)

$$C_L = \frac{1}{(L + J_H) * (H + J_V)}$$

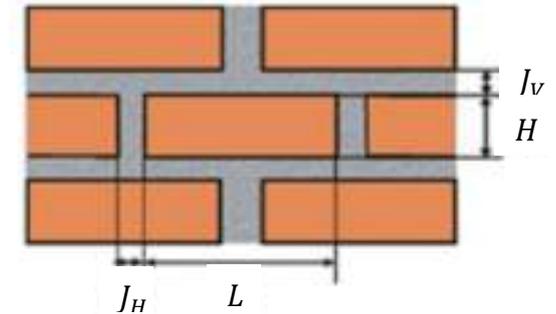
Donde:

C_L = Cantidad de ladrillos por m^2

L = Longitud del ladrillo (m)

J_H = Espesor de la junta horizontal (m)

H = Altura del ladrillo (m)



Por lo tanto, el número de ladrillos King Kong ($L = 0.24$, $H = 0.09$ m y Profundidad = 0.13 m) separados 1.5 cm, tanto horizontal como verticalmente, y en asentado de soga, que se necesitan para para construir $1 m^2$ de muro es igual a 38 unidades. Si se considera un 5% de desperdicio total, entonces se necesitaran: **40 ladrillos / m^2 muro**.

b. Cálculo de la cantidad de mortero (mezcla de cemento y arena en proporción 1 a 5), de cemento y de arena por m^2 de muro (Fuente: Aceros Arequipa)

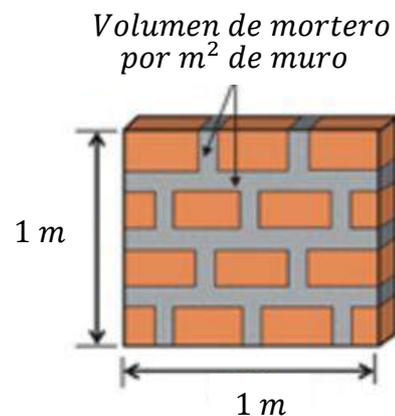
$$V_{mo} = V_{mu} - V_{la}$$

Donde:

V_{mo} = Volumen de mortero (m^3)

V_{mu} = Volumen de muro (m^3)

V_{la} = Volumen de ladrillos (m^3)



Por lo tanto, la cantidad de mortero en el asentado de soga de ladrillo King Kong ($24 \times 13 \times 9$ cm) por cada m^2 de muro (38 ladrillos) con 1.5 cm de junta horizontal y vertical, será:

0.023 m^3 mortero/ m^2 muro

Si cada m^3 de mortero utiliza 7.5 bolsas de cemento (42.5 kg) y $1.05 m^3$ de arena gruesa (se asume una densidad de $1500 kg/m^3$), entonces cada m^2 de muro requerirá:

0.2 bolsas de cemento/ m^2 muro

0.02 m^3 arena gruesa / m^2 muro

Anexo 5. Costos estimados de la instalación de biogás

Tabla 5.a. Costo de materiales de la instalación de biogás

Descripción	Cantidad	Costo unitario	Costo total	
Biodigestor ($D = 1.27 \text{ m}$, $L = 6.2 \text{ m}$, $V_{T \text{ teórico}} = 8 \text{ m}^3$)	1	S/. 1155 (\$ 350*)	S/. 1155.0	
Gasómetro ($V_{\text{gasómetro}} = 1.5 \text{ m}^3$)	1	S/. 495 (\$ 150*)	S/. 495.0	
- Poza de entrada de 1 m^2 de área lateral total ($50 \times 50 \times 50 \text{ cm}$) - Poza de salida de 1.5 m^3 y 5 m^2 de área lateral total ($1.5 \times 1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$) (Fórmulas del Anexo 4)	Ladrillo King Kong	240	S/. 0.6	S/. 25.0
	Bolsas de cemento Sol de 140 kg/cm^2 (Portland tipo 1) de 42.5 kg , para muros (mortero)	2	S/. 20.0	S/. 40.0
	Arena gruesa en sacos de 40 kg , para muros (mortero)	5	S/. 6.0	S/. 30.0
	Bolsas de cemento (0.14 bolsa por m^2 muro), para tarrajeo	1	S/. 20.0	S/. 20.0
	Arena fina (saco de 40 kg), para tarrajeo	1	S/. 6.0	S/. 6.0
	Impermeabilizante líquido Sika 1 de 4 litros para poza de entrada	1	S/. 24.3	S/. 24.3
Tubería de alimentación y de descarga del biodigestor	Tubería de PVC (desagüe) de $4''$ y de 3 m de largo	2	S/. 20.8	S/. 41.6
Baldes de plástico graduados de 20 litros, para acopio de estiércol y el llenado del biodigestor	4	S/. 12.0	S/. 48.0	
2 reguladores de presión	Codos de PVC de 45° de $3/4''$	4	S/. 2.0	S/. 8.0
	Tee de PVC de $3/4''$	2	S/. 3.5	S/. 7.0
2 filtros de sulfuro de hidrógeno	Unión mixta sp/rosca de PVC de $3/4''$	4	S/. 1.6	S/. 9.6
	Reducción con rosca externa de PVC de $2''$ a $3/4''$	4	S/. 2.5	S/. 10.0
	Unión universal con rosca interna de PVC de $2''$	4	S/. 10	S/. 40.0
	Adaptador macho de $2''$	4	S/. 2	S/. 8.0
	Tubo de PVC de $2''$ y 3 m de largo	1	S/. 9	S/. 9.0
	Viruta metálica (kg)	5	-	-
Conducción de biogás	Tubo de PVC-P de $3/4''$ y 5 m de largo	20 tubos (100 m)	S/. 11 (cada tubo)	S/. 220.0
Pegamento y teflón para unión de tubos de PVC	Kit	S/. 25	S/. 25.0	
Invernadero:	Plástico Agrofilm de 2 m de ancho (m^2)	7	S/. 3	S/. 21.0
- Paredes de ladrillo de 8.31 m^2 de área total	Ladrillo King Kong	333	S/ 0.5	S/. 166.5
	Bolsas de cemento Sol (Portland tipo 1) de 42.5 kg	2	S/. 20.0	S/. 40.0
- Techo de plástico de 7 m^2	Arena gruesa en sacos de 40 kg	7	S/. 6.0	S/. 42.0
Costo total de la instalación			S/. 2491	

* 1 dólar americano = 3.3 nuevos soles

Fuente: Mercado local peruano

Tabla 5.b. Costo estimado de mano de obra durante la instalación

Descripción	Número de trabajadores	Costo diario por trabajador	Número de días	Costo total
Jornal básico para excavaciones y levantamiento de paredes	2	S/. 30.0	3	S/. 180.0
Jornal de maestro para excavaciones y levantamiento de paredes	1	S/. 50.0	3	S/. 150.0
Jornal básico de maestro para conducción de biogás	1	S/. 50.0	1	S/.50.0
Costo total de mano de obra				S/. 380.0

Fuente: Mercado local peruano