

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA DE POSGRADO



**IDENTIFICACIÓN DE LA DISPOSICIÓN DEL RECURSO
PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y SU POTENCIAL
ENERGÉTICO EN LA INDUSTRIA GANADERA EN EL
SALVADOR**

PRESENTADO POR:

ÓSCAR ANTONIO RIVERA GUARDADO

RONAL FRANCISCO UMAÑA HERNÁNDEZ

PARA OPTAR AL TÍTULO DE:

MAESTRO EN ENERGÍAS RENOVABLES Y MEDIO AMBIENTE

CIUDAD UNIVERSITARIA, SEPTIEMBRE DE 2019

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

RECTOR:

MSC. ROGER ARMANDO ARIAS ALVARADO

SECRETARIO GENERAL:

MSc. CRISTÓBAL HERNAN RIOS BENÍTEZ

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

DECANO:

ING. FRANCISCO ANTONIO ALARCÓN SANDOVAL

SECRETARIO:

ING. JULIO ALBERTO PORTILLO

ESCUELA DE POSGRADO

DIRECTORA:

MSc. PATRICIA HAYDÉE ESTRADA DE LÓPEZ

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA DE POSGRADO

Trabajo de Graduación previo a la opción al Grado de:

MAESTRO EN ENERGÍAS RENOVABLES Y MEDIO AMBIENTE

Título:

**IDENTIFICACIÓN DE LA DISPOSICIÓN DEL RECURSO
PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y SU POTENCIAL
ENERGÉTICO EN LA INDUSTRIA GANADERA EN EL
SALVADOR**

Presentado por:

ÓSCAR ANTONIO RIVERA GUARDADO

RONAL FRANCISCO UMAÑA HERNÁNDEZ

Trabajo de Graduación Aprobado por:

Docente Asesor:

MSc. JOSÉ LUIS REGALADO MORATAYA

SAN SALVADOR, SEPTIEMBRE DE 2019

Trabajo de Graduación Aprobado por:

Docente Asesor:

MSc. JOSÉ LUIS REGALADO MORATAYA

TABLA DE CONTENIDO

1.	INDICE DE TABLAS.....	5
2.	INTRODUCCIÓN	7
3.	ANTECEDENTES	9
4.	OBJETIVO GENERAL	10
5.	OBJETIVO ESPECÍFICOS	10
6.	TRATAMIENTO DE DESECHOS ORGÁNICOS Y PRODUCCIÓN DE BIOGÁS.....	11
	6.1. ¿Qué es un Biodigestor?	11
	6.2. Tipos de Biodigestores	12
	6.3. Producción de Biogás.....	13
	6.4. Propiedades del biogás	15
7.	DIGESTIÓN ANAEROBIA (AD)	17
	7.1. Sustrato de la Digestión Anaerobia	17
	7.2. Estiércol Animal.....	19
	7.3. Pretratamiento para Optimizar la Producción de Biogás.....	21
	7.4. Codigestión con otros residuos orgánicos	21
	7.5. ¿Qué es la Digestión Anaeróbica (AD)?.....	23
8.	PROCESO MICROBIOLÓGICO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	28
	8.1. Etapa 1. Hidrólisis.....	30
	8.1.1. Hidrólisis de Polisacáridos	32
	8.1.2. Hidrólisis de Proteínas	32
	8.1.3. Hidrólisis de Grasas	33
	8.2. Etapa 2. Fermentación o Acidogénesis.....	33
	8.3. Etapa 3. Oxidación Anaeróbica o Acetogénesis	35
	8.4. Etapa 4. Formación de Metano o Metanogénesis	37
	8.5. Alternativa de Producción de Metano a partir de Acetato	39
9.	FACTORES QUE CONTROLAN EL DESARROLLO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	40
	9.1. Ácidos grasos volátiles (VFA)	40
	9.2. Amoníaco	41
	9.3. Macro y Micronutrientes (Elementos traza) y Compuestos Tóxicos	41
	9.4. pH y Alcalinidad	45
	9.5. Temperatura.....	48
	9.5.1. Digestión Mesofílica	51
	9.5.2. Digestión Termofílica.....	51
	9.5.3. ¿Qué temperatura debe ser seleccionada?	51
	9.5.4. Temperatura modificada.....	53
	9.6. Oxígeno	54
10.	PARÁMETROS OPERACIONALES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	55
	10.1. Tasa de Carga Orgánica (OLR)	55

10.2.	Adaptación al Sustrato y la Temperatura	57
10.3.	Tiempo de Retención Hidráulica (HRT) y Tiempo de Retención de Sólidos (SRT).....	59
10.4.	Grado de Digestión o Degradación.....	63
10.5.	Efecto de Carga y Temperatura	64
10.6.	Productividad, Rendimiento y Grado de Degradación	64
10.7.	Mezcla	66
10.8.	Potencial Redox.....	67
10.9.	Relación C:N	67
10.10.	Retención de Microorganismos en el Proceso	68
10.11.	Formación de Espuma.....	69
10.12.	Toxicidad e Inhibición.....	69
11.	PARÁMETROS DE LA CONTAMINACIÓN Y DE LA PURIFICACIÓN NATURAL.....	72
11.1.	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).....	72
11.2.	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	72
11.3.	Oxígeno Disuelto (OD).....	73
11.4.	Relación DBO5/DQO.....	74
11.5.	Desinfección del efluente	74
11.6.	Valor del efluente del biodigestor como fertilizante	75
11.6.1.	Alimentación Animal.....	76
12.	VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	77
12.1.	Origen de la Energía Renovable.....	77
12.2.	Reducción de Gas de Efecto Invernadero y Mitigación al Calentamiento Global.....	78
12.3.	Reducción a la Dependencia de Combustibles Fósiles Importados.....	78
12.4.	Contribución de los Objetivos Ambiental y Energético de la EU.....	78
12.5.	Reducción de Desechos.....	79
12.6.	Creación de Trabajo.....	79
12.7.	Flexibilidad y Eficiencia en el uso de Biogás	79
12.8.	Baja entrada de Agua	79
12.9.	Ingresos adicionales para los Granjeros	80
12.10.	El Digestato es un Excelente Fertilizante.....	80
12.11.	Ciclo cerrado de Nutrientes	80
12.12.	Flexibilidad al uso de diferente Materia Prima.....	81
12.13.	Olores y Volátiles Reducidos.....	82
12.14.	Seguridad Veterinaria	82
12.15.	Beneficios de la Biodigestión Anaerobia	82
12.16.	Desventajas de la Biodigestión Anaerobia.....	85
13.	PURIFICACIÓN DEL BIOGÁS Y GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD	85
13.1.	Desulfuración	87
13.1.1.	Desulfuración Biológica dentro del Digestor.....	87
13.1.2.	Desulfuración Biológica fuera del Digestor.....	89
13.1.3.	Desulfuración Química dentro del Digestor.....	89
13.1.4.	Desulfuración Química fuera del Digestor.....	90
13.2.	Secado	91

13.3. Funcionamiento de Tipos de Motores Diésel.....	92
13.3.1. <i>Motor de Inyección Directa</i>	92
13.3.2. <i>Motor con Cámara de Pre combustión.....</i>	92
13.3.3. <i>Motor con Cámara de Turbulencia.....</i>	92
13.3.4. <i>Motor con Cámara de Reserva de Aire.....</i>	92
13.4. Generación de Electricidad.....	93
13.5. Eficiencias Eléctrica y de salida.....	94
14. CUANTIFICACIÓN DE ENERGÍA A PARTIR DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS PROVENIENTE DEL ESTIÉRCOL BOBINO/PORCINO EN EL SALVADOR	96
14.1. Estimación de producción de estiércol para los diferentes tipos de ganado en El Salvador	99
14.2. Cálculo para la producción de estiércol.....	100
14.3. Cálculo de Producción de Biogás.	105
14.4. Potencia disponible y potencia a instalar.....	107
14.5. Energía Eléctrica producida	107
14.6. Cálculo de las emisiones de línea de base.....	108
15. CONCLUSIONES.....	111
16. RECOMENDACIONES.....	114
17. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	115

1. INDICE DE TABLAS

Tabla 1	Tabla 6.3.1. Valores de Producción de Biogás según el Animal Productor de las Deyecciones (Hobson, 1990)	13
Tabla 2	Tabla 6.3.2. Producción de Biogás (Aqualimpia-Fiagro)	14
Tabla 3	Tabla 6.3.3. Producción de Biogás, Energía Eléctrica y Fertilizante para diferentes tipos de Estiércoles (Aqualimpia-Fiagro).....	14
Tabla 4	Tabla 6.4.2. Comparaciones con el Biogás en su Poder Calorífico	15
Tabla 5	Tabla 6.4.3. Rendimiento Teórico de Gas (Teodorita et al, 2008).....	16
Tabla 6	Tabla 6.4.4. Rendimiento de Metano de diferente material como materia prima	16
Tabla 7	Tabla 7.2.1. Descripción de las características de algunos tipos de materia prima digerible (Teodorita et al, 2008).	18
Tabla 8	Tabla 7.2.2. Concentración de estiércol de granja de varios tipos y su respectivo Rendimiento (Teodorita et al, 2008, modificada).....	20
Tabla 9	Tabla 7.5.1. Componentes del Biogás en función del Substrato utilizado (Coombs, 1990).	26
Tabla 10	Tabla 8.1. Bacterias que intervienen en la Digestión (Mendoza A. et al).....	29
Tabla 11	Tabla 8.1.1. Algunos grupos importantes de enzimas hidrolíticas y sus funciones (Schnürer A. et al., (2010)).	31
Tabla 12	Tabla 8.2.1. Nombre de algunos ácidos comunes, el valor de su constante (pKa) y su estructura química. Los valores aplican para soluciones acuosas a 25°C (Schnürer A et al, (2010).....	34
Tabla 13	Tabla 8.2.2. Productos de fermentación de Glucosa formada por dos diferentes especies de Bacterias del género relacionado a Clostridium (modificado basado en Gottschalk 1986).	35
Tabla 14	Tabla 9.3.1. Concentraciones favorables de elementos traza de acuerdo con varios orígenes de referencia (Fanchagentur, 2012).	43
Tabla 15	Tabla 9.3.2. Rangos de concentración de nutrientes necesarios para el correcto crecimiento de las bacterias anaerobias (Henze, 1995).....	44
Tabla 16	Tabla 9.5.3. Relación entre Temperatura y Solubilidad en Agua de algunos gases (ANGELIDAKI 2004).	50
Tabla 17	Tabla 9.5.3.1. Rango de temperatura para productores de metano (basada en Gerardi 2003, Edström and Nordberg 2004, tomada de Schnürer A. and Jarvis A. 2010).	53
Tabla 18	Tabla 10.3.1. Tiempo de Retención según temperatura y región para la producción de biogás y fertilizante (Herrero J. Martí, 2008).....	62
Tabla 19	Tabla 10.4.1. Degradación aproximada de la Digestión/Descomposición de unos pocos sustratos diferentes (basada en Edström and Nordberg 2004, tomada de Schnürer A. and Jarvis A., 2010).	63
Tabla 20	Tabla 10.13.1. Inhibidores en Proceso de Descomposición Anaerobia y Concentraciones que llegan a ser dañinas (Weiland, P., 2000).....	71
Tabla 21	Tabla 11.4.1. Tipo de tratamiento, según relación DBO5/DQO	74
Tabla 22	Tabla 12.15.1. Ventajas de la Digestión Anaeróbica de acuerdo a un Factor (Flotats et al., 2000)	84
Tabla 23	Tabla 13.1. Propiedades mínimas para gases combustibles con contenido relativo de oxígeno de 5% (Teodorita et al, 2008).....	86
Tabla 24	Tabla 14.1. INVENTARIO DE GANADO BOVINO POR TIPO DE EXPLOTACIÓN, SEXO Y ESTADO PRODUCTIVO, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO.	97
Tabla 25	Tabla 14.2. INVENTARIO DEL HATO PORCINO DE GRANJA POR SEXO Y EDAD, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO.	98

Tabla 26	Tabla 14.3. EXISTENCIA DE GANADO PORCINO A NIVE FAMILIAR, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO.	99
Tabla 27	Tabla 14.4. ESTIMACION DE PRODUCCION ESTIERCOL PARA GANADO BOBINO.....	100
Tabla 28	Tabla 14.5. ESTIMACION DE PRODUCCION ESTIERCOL PARA GANADO PORCINO.....	100
Tabla 29	Tabla 14.6 ESTIMACION DE PRODUCCION ESTIERCOL PARA PORCINO A NIVEL FAMILIAR.	100
Tabla 30	Tabla 14.7. CUANTIFICACION DE SUSTRATO POR TIPO DE EXPLOTACION, SEXO, ESTADO PRODUCTIVO SEGUN REGION Y DEPARTAMENTO.....	101
Tabla 31	Tabla 14.8. CUANTIFICACION DE SUSTRATO DEL HATO PORCIONO DE GRANJA POR SEXO, ESTADO PRODUCTIVO SEGUN REGION Y DEPARTAMENTO.....	102
Tabla 32	Tabla 14.9. CUANTIFICACION DE SUSTRATO POR EXISTENCIA DE GANADO PORCIONO ANIVEL FAMILIAR SEGUN REGION Y DEPARTAMENTO.....	103
Tabla 33	Tabla 14.10. CUANTIFICACION DE SUSTRATO BOBINO POR REGION.	103
Tabla 34	Tabla 14.11. CUANTIFICACION DE SUSTRATO PORCIONO POR REGION.....	104
Tabla 35	Tabla 14.12 CUANTIFICACION DE SUSTRATO PORCIONO FAMILIAR POR REGION.	104
Tabla 36	Tabla 14.13 RESUMEN DE PRODUCCIÓN DE SUSTRATO POR GANADOS DE LAS DIFERENTES REGIONES ..	105
Tabla 37	Tabla 14.14. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y METANO (CH ₄) y Calor (Q).....	106
Tabla 38	Tabla 14.15. POTENCIA DISPONIBLE POR REGIÓN.	107
Tabla 39	Tabla 14.16. ENERGÍA DISPONIBLE PARA LAS DIFERENTES REGIONES DEL PAÍS.	108
Tabla 40	Tabla 14.17. CALCULO DE EMISIONES PARA LAS DIFERENTES REGIONES DEL PAÍS.....	109
Tabla 41	Tabla 14.18 TABLA RESUMEN POR REGION, ENERGIA, POTENCIA, CH ₄ Y EMISIONES PARA LINEA BASE.	110
Tabla 37	Tabla 14.14. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y METANO (CH ₄) y Calor (Q).....	111
Tabla 41	Tabla 14.18 TABLA RESUMEN POR REGION, ENERGIA, POTENCIA, CH ₄ Y EMISIONES PARA LINEA BASE....	111

2. INTRODUCCIÓN

Dado que nuestro país no cuenta con grandes cantidades de recursos naturales para la cuantificación de potencial energético, mucho menos para producción de energía eléctrica a fin de satisfacer la demanda de la misma solo con recursos renovable, pues cada día estamos más dependiente de combustibles fósiles para cubrir la demanda, como se puede ver en la matriz energética de El Salvador; a esto, se debe agregar el alto costo económico y la contaminación que este tipo de combustible produce al medio ambiente se puede ver que el precio es bastante considerable en todo aspecto que tenemos que pagar, es por eso que en el trabajo que se presenta a continuación tiene como objetivo realizar la estimación de producción de biogás y energía proveniente del sustrato producido por el ganado Bobino/Porcino diseminado en el país de acuerdo a documentación proporcionada por el Ministerio de Agricultura y Ganadería de nuestro país. Posiblemente no se puede eliminar de forma total la dependencia de combustible fósil para la producción de energía eléctrica al implementar esta tecnología de generación, pero si se puede hacer una contribución parcial a la matriz energética si se llegara a potenciar esta tecnología.

Para la producción del biogás proveniente del sustrato Bobino/ Porcino se ha considerado la digestión anaeróbica (DA) por lo cual el sustrato sea tratado a través de un biodigestor ya que es una de las técnicas más comunes y usadas en el mundo, por lo que se considera que es una técnica que se puede implementar en el país; en ese sentido en este trabajo se inicia con el tratamiento de desechos orgánicos y la producción de biogás ya que en nuestro país se cuenta con este tipo de materia prima y se puede tener grandes beneficios si se explota adecuadamente, como por ejemplo la producción de energía eléctrica, calor como potencial energético, abono orgánico, la cuantificación de emisión de gases de efectos invernadero a la atmosfera entre otros.

Para el aprovechamiento del sustrato Bobino/ Porcino es necesario poner en contexto la mayoría de información respecto a lo que es un biodigestor, sus características, como los diferentes tipos de biodigestores, su clasificación y otra información de interés. Es de mencionar que ya se tiene experiencia previa de la implementación de esta técnica en otros países, que se comentarán en el transcurso del documento para que se tenga una mejor idea del aprovechamiento de este tipo de recurso.

Se hace énfasis como las diferentes etapas del proceso microbiológico de la digestión anaeróbica para tener una mejor comprensión sobre cómo se llega a obtener el biogás o metano como tal, que al final es lo que se estaría aprovechando para la producción de energía en forma de calor, energía eléctrica y otros beneficios que se podría obtener con un manejo óptimo de este tipo de sustrato.

Para la cuantificación de energía en forma de calor y energía eléctrica a partir de la producción de sustrato tanto bobino y porcino en nuestro país se ha considerado población de dicho ganado diseminado en los 14 departamentos del país por lo que para el cálculo que de la producción de biogás a energía en forma de calor,

energía eléctrica, se han considerado los rendimientos promedios de producción de sustrato (deyecciones) y biogás tomando como base, datos de otros países, teniendo esos datos, se ha obtenido la línea base de las toneladas de CO₂ equivalente, que se dejaría de emitir a la atmosfera parcialmente (para un dato más en firme tiene que ser necesario la implementación del proyecto) si se lograra implementar esta tecnología en sustitución de la producción de electricidad con combustibles fósiles.

Para efectos prácticos de aprovechamiento de este recurso para la producción de energía eléctrica se ha considerado que la explotación de esta tecnología sería a través de un motor de combustión interna, que es una de las formas más prácticas que se tiene para la producción de energía eléctrica, dada su versatilidad y la experiencia de otros países.

3. Antecedentes

En El Salvador no se tiene documentado en un banco de datos, todas aquellas fuentes de desechos orgánicos que pueda generar biogás provenientes de las diferentes industrias legalmente establecidas en el país, El biogás de la misma forma que la biomasa, ha tenido un mínimo desarrollo en el país, aunque se puede decir que la a incursión en el sector eléctrico es a través de dos pequeñas plantas de generación, Agrosania y Agrícola Ganadera Onza y algunos esfuerzos familiares que tienen biodigestores caseros a nivel domiciliario como lo es en SANTO DOMINGO de GUZMÁN donde aprovechan el biogás como potencial térmico para la sustitución de leña y productos derivados del petróleo (gas propano butano) para la cocción de alimentos. Sumado a lo anterior, el desarrollo de biodigestores para aplicaciones industriales de la misma manera es mínima en el país, registrándose una pequeña cantidad de biodigestores en operación: Granja de Los Hermanos Jovel, Pollo Campestre, Industrias La Constancia y otros que posiblemente no estén registrados.

Los dos proyectos de generación eléctrica fueron desarrollados entre el año 2015 y 2016, a raíz de una iniciativa vinculada a una licitación piloto de energías renovables.

Una característica a resaltar es que la mayoría de los biodigestores industriales han sido construidos por la misma empresa desarrolladora, sobre lo cual es oportuno destacar la calidad y respaldo de la casa matriz de la empresa. Sin embargo, un elemento en contra es la monopolización de la tecnología en muy pocas manos lo que impide que los costos de desarrollo de un proyecto disminuyan. Es por eso que en este trabajo se ha hecho un esfuerzo de cuantificar el potencial energético proveniente de las deyecciones del sustrato Bobino/ Porcino de acuerdo a información proporcionada por el Ministerio de Agricultura y Ganadería de nuestro país, en ese sentido se hace una estimación del potencial energético en forma de calor y es de mencionar que uno de los aprovechamientos que se ha trabajado en esta investigación es en el sub sector eléctrico en la cuantificación de la energía bruta que se podría producir dado el potencial del metano a partir de las deyecciones del sustrato Bobino/ Porcino. Eso no quiere decir que no se puede aprovechar el potencial energético en otro rubro que no sea el subsector eléctrico, esto dependerá de alguna política gubernamental que fomente el aprovechamiento de este recurso que actualmente se está desperdiciando, culminando como desecho sin valor agregado alguno.

4. OBJETIVO GENERAL

Desarrollar una investigación aplicada para estimar el potencial del recurso disponible en la industria ganadera (Bobino/porcino) para producir biogás y posteriormente con base en el anterior cálculo, estimar el potencial energético específicamente en producción de electricidad que se podría producir a partir de este recurso, dividido por departamento en el país.

5. OBJETIVO ESPECÍFICOS

- 3.1 Desarrollar un marco teórico de referencia en El Salvador para la producción de biogás a partir de desecho animal tomando en cuenta su potencial energético.
- 3.2 Establecer un fundamento metodológico para la producción de biogás y su conversión a energía eléctrica.
- 3.3 Identificar los Factores que afectan el desarrollo del proceso en la producción de biogás a partir del sustrato producido por los bovinos.
- 3.4 Estimar el potencial energético disponible de la producción de biogás a partir del estiércol proveniente de la industria ganadera (bovino/porcino) por departamento del país.
- 3.5 Estimar las emisiones contaminantes que se dejarían de liberar a la atmósfera como producto de la recolección del metano procedente de la industria ganadera (bovino/porcino).
- 3.6 Identificar las ventajas y desventajas de explotación total o parcial de potencial energético disponible proveniente de estiércol animal (bovino/porcino).

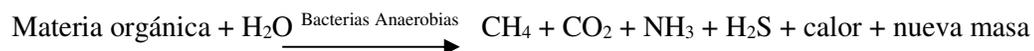
6. TRATAMIENTO DE DESECHOS ORGÁNICOS Y PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Un tratamiento es una combinación de procesos unitarios cuyo objetivo es la modificación de las características de un residuo para su adecuación a la demanda como producto de calidad (Flotats et al, 2000). Esta adecuación puede ser para equilibrar oferta y demanda en el tiempo, para mejorar el transporte y aplicación o para mejorar la composición. La idoneidad de un proceso de tratamiento dependerá de cada zona geográfica, de las necesidades que hayan puesto de manifiesto los estudios preliminares del plan de gestión, de la calidad del producto final obtenido y de los costos económicos asociados (E. Campos et al., 2001).

El proceso unitario para el tratamiento de desechos orgánicos se está desarrollando a nivel mundial con grandes avances, que se implementan en plantas de tratamiento de aguas residuales las cuales han sido generadas por la industria productora de desechos orgánicos, éstos son descargados directamente al ambiente contaminando de esta forma los mantos acuíferos y de igual forma la atmósfera, de la cual inhalamos el oxígeno necesario para nuestra sobrevivencia. Todos estos desechos orgánicos pueden ser tratados de manera directa por medio de un tratamiento orgánico, obteniendo de este proceso como producto principal biogás y como producto secundario abono orgánico.

Este proceso comprende dos etapas, las cuales son; la digestión aerobia y la digestión anaerobia; aunque en la mayoría de las ocasiones no se definen ambas etapas, ya que comúnmente, por sus ventajas, se reconoce principalmente el proceso de digestión anaerobia.

El proceso unitario de tratamiento de digestión anaerobia se emplea en todo el mundo para la depuración de aguas residuales y fangos procedentes de la industria, la agricultura y de origen urbano. Recientemente se aplica también en el tratamiento de residuos sólidos urbanos. Por definición, la digestión anaerobia es la utilización de microorganismos, en ausencia de oxígeno, para estabilizar la materia orgánica por conversión a metano y otros productos inorgánicos incluyendo dióxido de carbono.



Ecuación 6.1. Reacción general de la materia orgánica para formar el biogás.

6.1. ¿Qué es un Biodigestor?

Un biodigestor es un sistema que aprovecha la digestión anaerobia (en ausencia de oxígeno) de las bacterias que ya habitan en los desechos orgánicos, en este caso el estiércol, para transformar éste en biogás y fertilizante. El biogás puede ser empleado también como combustible en las cocinas, calefacción o iluminación, y en grandes instalaciones se puede utilizar para alimentar un motor que genere electricidad.

El fertilizante, llamado biol o digestato, inicialmente se ha considerado un producto secundario, pero actualmente se está tratando con la misma importancia, o mayor, que el biogás, ya que provee a las familias de un fertilizante natural que mejora fuertemente el rendimiento de las cosechas.

Son tres los límites básicos de los biodigestores:

1. La disponibilidad de agua para hacer la mezcla con el estiércol que será introducida en el biodigestor.
2. La cantidad de ganado.
3. La apropiación de la tecnología.

6.2. Tipos de Biodigestores

Desde hace más de cien años se conoce el hecho de que si se dejan los sólidos sedimentados de las aguas residuales en un tanque cerrado por un tiempo suficiente, pasan a tener un aspecto líquido y se genera simultáneamente un gas que contiene metano. En 1904 Imhoff obtuvo ya la patente del diseño de reactores de digestión anaerobia, conocidos como fosas o tanques Imhoff. La gran mayoría de los procesos de digestión de lodos son anaerobios, aunque la digestión aerobia está popularizándose, especialmente para pequeñas unidades.

Los digestores de lodos anaerobios son normalmente de dos tipos:

1. Digestores de una etapa.
2. Digestores de dos etapas.

El lodo crudo se introduce en la zona donde hay digestión activa y se está produciendo gas. Al elevarse el gas arrastra partículas de lodo y otras materias (grasas, aceites) formando un sobrenadante que se separa del digestor. El lodo digerido se extrae por el fondo del tanque.

El proceso de digestión se favorece por la alta temperatura (normalmente entre 24 y 40°C), lo que exige que el lodo en digestión en caso de ser necesario se caliente mediante serpentines de vapor dentro del reactor, o por medio de un calentador externo de lodos. El gas se recoge por la parte superior del digestor, y se utiliza normalmente como combustible debido a su alto contenido de metano (Ramalho, 2003; p. 547-548).

Los reactores se pueden clasificar en:

1. Reactores de primera generación, donde el tiempo de retención hidráulico es igual al tiempo de retención de sólidos, o lo que es lo mismo $\theta = \theta_r$ incluyen:
 - Digestor por lotes o discontinuo.
 - Digestor de flujo de pistón.
 - Reactor continuo de mezcla completa RMC.

- Reactor anaerobio de contacto.
2. Los reactores de segunda generación, en los que el tiempo de retención de sólidos es mayor que el tiempo de retención hidráulico. Quiere decir que θ_c es mayor que θ . En este tipo se incluyen:
- Filtro anaerobio de flujo ascendente-descendente.
 - Reactores de lecho fijo con flujo descendente en régimen estacionario.
 - Reactores de lecho fluidizado.
 - Reactores anaerobios de flujo ascendente con lecho de lodos.
 - Reactores anaerobios híbridos de lodos.

Para las diversas configuraciones de reactores existen distintos usos tanto para residuos urbanos, industriales como agrícolas. Para los residuos agrícolas se emplea normalmente un proceso discontinuo o por lotes mientras que en la industria la tendencia gira a reactores con lechos fluidizados o fijos. (Kiely, 1999).

6.3. Producción de Biogás

El tipo de residuo junto con los parámetros ambientales y operacionales condiciona la producción de biogás por unidad de biomasa, así como la composición de dicho biogás. El potencial de producción depende de la carga orgánica del substrato y de la biodegradabilidad de este. En general, los residuos orgánicos industriales y la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos presentan altos potenciales de producción. Los residuos ganaderos y lodos de depuradora presentan, sin embargo, menores potenciales. Esto es debido tanto al relativamente bajo contenido en materia orgánica como a la baja biodegradabilidad detallados en la Tabla 5.3.1 (Hobson 1990).

Tipo de animal	Deyecciones (Kg/d)	Sólidos Totales (%)	Producción Máxima gas (L/kg SV)	CH ₄ (%)
Terberos	21	13	220-300	55-60
Vacas	45	13	220-400	55-60
Porcino engorde	5	6-10	300-400	68-70
Gallinas ponedoras	0.1	30-50	350-450	65-70

Tabla 1Tabla 6.3.1. Valores de Producción de Biogás según el Animal Productor de las Deyecciones (Hobson, 1990)

De los datos obtenidos del seguimiento de grandes instalaciones de digestión anaerobia danesas, un informe preliminar de 1995 (Danish Energy Agency, 1995), indicaba que estas plantas podían considerarse rentables si permitían conseguir una producción mínima de 30 m³ de gas por cada tonelada de residuo tratado (Tabla 6.3.2), lo cual es difícil de conseguir con la digestión única de residuos ganaderos o de lodos de depuradora.

Desechos agropecuarios	m³/T
Gallinaza	40 - 70
Estiércol de cerdo	30 - 40
Estiércol de ganado	20 - 30
Restos de maíz	170 - 200
Desechos de flores	150 - 180
Desechos de mercados	45 - 110
Rumen	20 - 60
Grasas de separadores	100 - 450
Restos de pasto y césped	150 - 200
Aguas residuales	0.35 m ³ /Kg DQO

Tabla 2Tabla 6.3.2. Producción de Biogás (Aqualimpia-Fiagro)

Existen varias opciones para mejorar la producción de biogás de estos residuos, por ejemplo, la mezcla con residuos de mayor producción potencial (codigestión), mediante pretratamientos para mejorar la degradabilidad del sustrato, o aumentar la temperatura para aumentar la velocidad de crecimiento de los microorganismos y la eficiencia de la fase hidrolítica.

Tipo de Estiércol	Peso prom. (kg)	Cantidad de animales	Estiércol por día (T/d)	Biogás por día (m ³ /d)	Energía por día (kWh/d)	Potencia de planta (kW)	Volumen digester (m ³)	Fertilizante (T/año)
Ganado	450	1,000	38.7	1080	1900	80	1100	787
Cerdos	100	1,000	8.2	200	360	15	207	146
Pollos	1.7	100,000	11.2	880	1560	65	780	700

Tabla 3Tabla 6.3.3. Producción de Biogás, Energía Eléctrica y Fertilizante para diferentes tipos de Estiércoles (Aqualimpia-Fiagro).

6.4. Propiedades del biogás

La composición y propiedades del biogás varían en algunos grados, dependiendo del tipo de materia prima, sistemas de digestión, temperatura y tiempo de retención. La Tabla 6.4.1 contiene algunos valores de composición promedio del biogás, encontrado en mucha literatura. Considerando al biogás con un contenido estándar de metano del 50%, el valor calorífico es de 21 MJ/Nm³, la densidad es de 1.22 kg/Nm³ y la masa es similar al aire (1.29 kg/Nm³).

Compuesto	Símbolo Químico	Contenido (Vol.-%)
Metano	CH ₄	50-75
Dióxido de Carbono	CO ₂	25-45
Vapor de agua	H ₂ O	2 (20°C) -7 (40°C)
Oxígeno	O ₂	<2
Nitrógeno	N ₂	<2
Amoníaco	NH ₃	<1
Hidrógeno	H ₂	<1
Sulfuro de Hidrogeno	H ₂ S	<1

Tabla 6.4.1. Composición del biogás (Teodorita et al, 2008)

El contenido energético del biogás de AD es químicamente limitado a metano (Tabla 6.4.2).

La composición bioquímica de diferentes tipos de materia prima varía y es determinante para su rendimiento teórico de metano, como se muestra en la tabla 6.4.3.

Poder Calorífico	Biogás (Metano)	Gas Natural (Metano)	Propano	Bunker
kWh/m ³	6	10	26	4
kcal/m ³	5.1	8.6	22.4	3.4

Tabla 4 Tabla 6.4.2. Comparaciones con el Biogás en su Poder Calorífico (Aqualimpia-Fiagro, modificada).

El rendimiento de metano de sustrato AD, depende del contenido de proteínas, grasas y carbohidratos, como se muestra en la tabla 6.4.3

Sustrato	Litro Gas / kg TS	CH ₄ [%]	CO ₂ [%]
Proteína pura	700	70 - 71	29 - 30
Grasa pura	1,200 – 1,250	67 - 68	32 - 33
Carbohidratos	790 - 800	50	50

Tabla 5Tabla 6.4.3. Rendimiento Teórico de Gas (Teodorita et al, 2008).

Materia prima	Rendimiento de Metano [%]	Rendimiento de Biogás [m ³ /t(alimentación fresca)]
Estiércol líquido de ganado	60	25
Estiércol líquido de cerdo	65	28
Granos destilados con solubles	61	40
Estiércol de ganado	60	45
Estiércol de cerdo	60	60
Estiércol de aves	60	80
Remolacha	53	88
Residuo orgánico	61	100
Sorgo dulce	54	108
Remolacha forrajera	51	111
Ensilaje de hierba	54	172
Ensilaje de maíz	52	202

Tabla 6Tabla 6.4.4. Rendimiento de Metano de diferente material como materia prima (Teodorita et al, 2008).

7. DIGESTIÓN ANAEROBIA (AD)

7.1. Sustrato de la Digestión Anaerobia

Un amplio rango de tipos de biomasa puede ser usado como sustrato (materia prima) para la producción de biogás de AD. Las categorías de biomasa más comúnmente utilizadas en la producción de biogás son listadas (Teodorita et al, 2008):

1. Desechos de animales: gallinaza, cerdo, ganado, animales muertos, etc.
2. Desechos de árboles: plantas, flores, césped, pasto, etc.
3. Desechos agroindustriales: grasas, aceites, vinazas, procesadoras de frutas, leche, mataderos, carne, beneficios de café, fábricas enlatadoras de conservas, etc.
4. Agricultura-agroindustria: residuos de maíz, beneficios de café, arroz, papas, bananeras, floricultura, aceite de palma, ingenios azucareros, plantas depuradoras, lagunas de oxidación, etc.
5. Residuos urbanos: aguas residuales, rellenos sanitarios, basura orgánica, desechos de restaurantes, rellenos sanitarios, mercados, etc.

La utilización de estiércol animal y purines como materia prima para AD tiene algunas ventajas debido a sus propiedades:

- Contenido natural de bacterias anaeróbicas.
- Alto contenido de agua (4-8% DM en purines), actuando como solvente para los otros sustratos y asegurando una apropiada mezcla y flujo.
- Bajo precio.
- Alta accesibilidad, siendo recolectada como residuo de granjas animales.

Los sustratos para AD pueden ser clasificados de acuerdo con varias categorías: origen, contenido de materia seca (DM), rendimiento de metano, etc. La tabla 7.2.1 da una descripción de las características de algunos tipos de materia prima digerible. Sustratos con contenido menor al 20% de DM son usados porque es llamado digestión húmeda (Fermentación húmeda). Esta categoría incluye purines y estiércol animal, así como varios desechos húmedos orgánicos de la industria alimenticia. Cuando el contenido de DM es tan alto como el 35%, es llamado digestión seca (Fermentación seca), y es típico para cultivos y ensilajes energéticos. La elección del tipo y cantidad de alimentación para el AD depende de la mezcla de sustrato en su contenido de DM, así como también del contenido de azúcar, lípidos y proteínas (Teodorita et al, 2008).

Tipo de Materia Prima	Contenido Orgánico	C:N Relación	DM %	VS % de DM	Rend. Biogás M ³ *KG ⁻¹ VS	Impurezas Físicas no Desechables	Otro Material no Desechable
Purines de Cerdo	Carbohidratos, Proteínas, Lípidos	3-10	3-8	70-80	0,25-0,50	Viruta de madera, cerdas, agua, arena, cuerdas, paja	Antibióticos, desinfectantes
Purines de Ganado	Carbohidratos, Proteínas, Lípidos	6-20	5-12	80	0,20-0,30	Cerdas, tierra, agua, paja, madera.	Antibióticos, desinfectantes, NH ₄ ⁺
Purines de aves de corral	Carbohidratos, Proteínas, Lípidos	3-10	10-30	80	0,35-0,60	Arenilla, arena, plumas.	Antibióticos, desinfectantes, H ₄ ⁺
Contenido Estomago/intestino	Carbohidratos, Proteínas, Lípidos	3-5	15	80	0,40-0,68	Tejidos animales	Antibióticos, desinfectantes
Suero	75-80% Lactosa 20-25% Proteína	-	8-12	90	0,35-0,80	Transporte impurezas	
Suero concentrado	75-80% Lactosa 20-25% Proteína	-	20-25	90	0,80-0,95	Transporte impurezas	
Lodos de flotación	65-70% Proteínas 30-35% Lípidos	-				Tejidos animales	Metales pesados, desinfectantes, Contaminantes orgánicos
Fermentación de aguas sucias	Carbohidratos	4-10	1-5	80-95	0,35-0,78	Remanente de frutas no degradables.	
Paja	Carbohidratos, Lípidos	80-100	70-90	80-90	0,15-0,35	Arenilla, arena	
Residuos de jardín		100-150	60-70	90	0,20-0,50	Tierra, componentes celulósicos	Pesticidas
Césped		12-25	20-25	90	0,55	Arenilla	Pesticidas
Césped ensilado		10-25	15-25	90	0,56	Arenilla	
Desechos de frutas		35	15-20	75	0,25-0,50		
Aceite de pescado	30-50% Lípidos	-					
Aceite/margarina de soya	90% Aceite Vegetal	-					
Alcohol	40% alcohol	-					
Residuos alimenticios			10	80	0,50-0,60	Huesos, plástico	Desinfectantes
Desechos orgánicos hogareños						Plástico, metal, piedra, madera, vidrio.	Metales pesados, Contaminantes orgánicos
Lodos de aguas residuales							Metales pesados, Contaminantes orgánicos

Tabla 7Tabla 7.2.1. Descripción de las características de algunos tipos de materia prima digerible (Teodorita et al, 2008).

Los sustratos conteniendo gran cantidad de lignina, celulosa y hemicelulosa también pueden ser co-digeridos, pero un pretratamiento es usualmente aplicado en estos casos, para mejorar su digeribilidad. Con la mezcla de diferentes tipos de biomasa se obtiene una mezcla que garantiza la codigestión óptima de la materia orgánica (Teodorita et al, 2008).

El potencial de rendimiento de metano es uno de los criterios importantes de evaluación de diferentes sustratos AD (Figura 7.2.1). Es notable, que el estiércol animal tiene un muy bajo rendimiento de metano. Esto es, porque en la práctica, el estiércol animal no es digerido solo, sino mezclado con otros co-sustratos con alto rendimiento de metano, para aumentar la producción de biogás. Co-sustratos comunes, agregados para una codigestión con estiércol, lodos, Residuos aceitosos de alimentos, industria de alimentos y pesca, desechos de alcohol, industrial de azúcar y cerveza, o incluso especialmente cosecha energética cultivada.

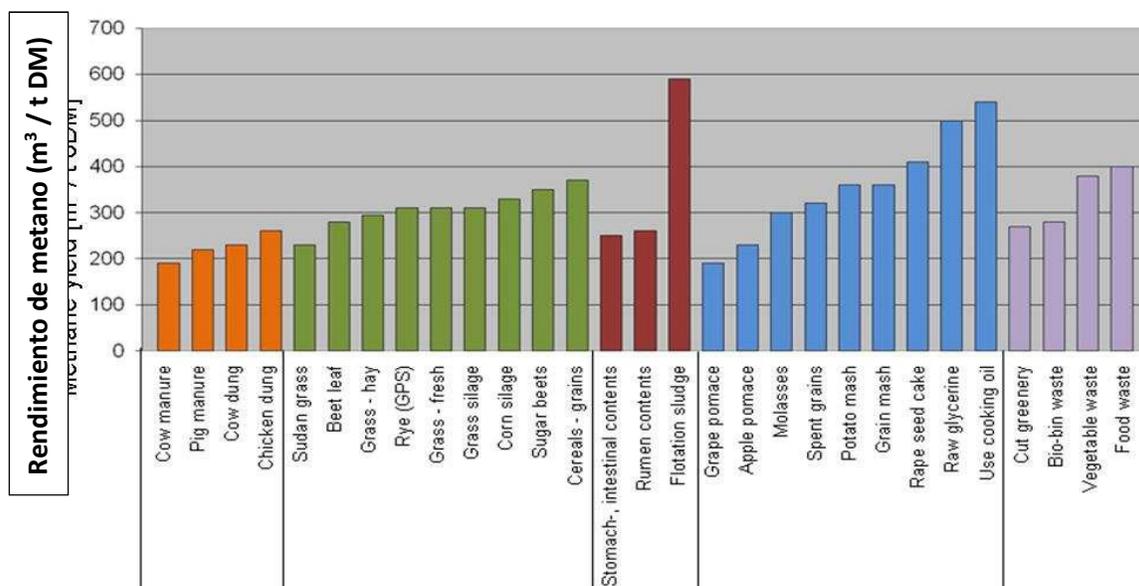


Figura 7.2.1. Puntos de referencia para rendimientos específicos de Metano (PRABL 2007).

7.2. Estiércol Animal

Tomando la estadística para la cantidad de ganado en Alemania como una base, es evidente que la ganadería bovina y porcina en particular ofrece grandes potenciales para la recuperación de energía en plantas de biogás. El incremento del tamaño de las granjas en animales agrícolas y el estricto estándar ambiental para la mayor explotación de excremento, son dos de las principales razones del porque los medios alternativos de utilización y tratamiento de estiércol sólido y líquido acumulados deben ser encontrados. También con la mitigación del cambio climático en mente, hay una necesidad para utilizar estiércol para recuperación de energía para alcanzar una reducción significativa en la cantidad de emisiones. La información más importante para el estiércol puede ser tomada de la tabla 7.2.2.

Substrato dado como Estiércol	Valores Tomados Como	DM [%]	VS [% DM]	N	NH ₄	P ₂ O ₅	K ₂ O	Rendimiento de Biogás [Nm ³ /t substrato]	Rendimiento de Metano [Nm ³ /t substrato]	Rendimiento especifico de metano en base a VS [Nm ³ /t VS]
				[% DM]						
Bovino	Rango	6-11	75-82	2.6-6.7	1-4	0.5-3.3	5.5-10	20-30	11-19	110-275
	Media	10	80	3.5	n.s.	1.7	6.3	25	14	210
Porcino	Rango	4-7	75-86	6-18	3-17	2-10	3-7.5	20-35	12-21	180-360
	Media	6	80	3.6	n.s.	2.5	2.4	28	17	250
Ganado	Rango	20-25	68-76	1.1-3.4	0.22-2	1-1.5	2-5	60-120	33-36	130-330
	Media	25	80	4.0	n.s.	3.2	8.8	80	44	250
Aves	Rango							130-270	70-140	200-360
	Media	40	75	18.4	n.s.	14.3	13.5	140	90	280

Tabla 8Tabla 7.2.2. Concentración de estiércol de granja de varios tipos y su respectivo Rendimiento (Teodorita et al, 2008, modificada).

El rendimiento del biogás de estiércol líquido de ganado es de 20-30 Nm³ por tonelada de sustrato y es ligeramente menor el del cerdo (tabla 7.2.2). Además, el gas de desecho ganado bovino tiene un considerablemente bajo contenido de metano promedio comparado con el del ganado porcino y, por lo tanto, menor rendimiento de metano. Esto es atribuible a la diferencia en la composición de estos tipos de estiércol. El estiércol bovino contiene en su mayor parte carbohidratos mientras que el estiércol porcino consiste en su mayor parte de proteínas, lo que da crecimiento al alto contenido de metano. El rendimiento del biogás es principalmente determinado por la concentración de sólidos volátiles (materia seca orgánica). Si el estiércol líquido es diluido, como a menudo ocurre en la práctica (por ejemplo, como resultado de la limpieza de establos o salas de ordeño), la información real y el rendimiento del biogás pueden diferir significativamente de los mostrados en la tabla 7.2.2.

Ambos, tanto el estiércol líquido bovino como el porcino pueden ser usados sin dificultad en plantas de biogás gracias a su bombeabilidad y simplicidad de almacenaje en tanques de estiércol. Además, debido a su relativamente bajo contenido de sólidos totales, pueden ser fácilmente combinados con otros sustratos (co-sustratos). En contraste, cargar estiércol sólido en el reactor involucra mucha más complejidad técnica. La consistencia viscosa del estiércol sólido significa que no puede ser procesado por todas las tecnologías de carga de sólidos disponible en el mercado.

7.3. Pretratamiento para Optimizar la Producción de Biogás

La baja biodegradabilidad tanto de lodos como de purines hace que la hidrólisis de las partículas sólidas sea en ausencia de tóxicos o inhibidores, la etapa limitante del proceso. La hidrólisis de los compuestos sólidos puede ser mejorada mediante ciertos procesos utilizados como pretratamientos (E. Campos, 2001).

Existen diferentes vías probadas para lodos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) que han dado buen resultado tales como: pretratamiento térmico, adición de enzimas, ozonización, solubilización química por acidificación o hidrólisis alcalina, desintegración mecánica y uso de ultrasonidos de baja frecuencia (Tiehm et al., 1997).

Para purines de cerdo se han probado también algunos procesos para mejorar la biodegradabilidad y, a baja temperatura (80°C) ha proporcionado resultados muy interesantes el pretratamiento térmico, que ha resultado en un incremento en la producción de biogás de hasta el 60% de CH₄ por unidad de sólido volátil. El resultado, no obstante, depende mucho del tipo de purín a tratar: para purines envejecidos, la concentración de nitrógeno amoniacal y el pH aumentan, provocando mayores problemas de inhibición, lo que se traduce en menor producción de metano (Bonmatí et al., 2001).

7.4. Codigestión con otros residuos orgánicos

La codigestión de residuos ganaderos y residuos orgánicos en sistemas de mezcla completa es una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como en el mesofílico (Brinkman, J., 1999). La principal ventaja de la codigestión está en aprovechar la sinergia de las mezclas, y compensar carencias de cada uno de los substratos por separado.

Los residuos urbanos e industriales suelen contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable (lípidos, carbohidratos y proteínas), por lo que presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos, de 30 a 500 m³/ton (Ahring et al., 1992; Angelidaki y Ahring, 1997a; Bardiya et al., 1996), mejorando la viabilidad económica de las plantas (Ahring et al., 1992). Sin embargo, estos residuos pueden presentar problemas para su digestión, como deficiencia en nutrientes necesarios para el desarrollo de los microorganismos anaerobios, baja alcalinidad, o excesivo contenido en sólidos que provoque problemas mecánicos (Banks y Humphreys, 1998).

Los residuos ganaderos, y en concreto el purín de cerdo, pueden ser una buena base para la codigestión, porque generalmente presentan un contenido de agua más alto que la mayoría de los residuos industriales, una mayor capacidad tampón y aportan una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos anaerobios (Angelidaki y Ahring, 1997a).

Ahring et al. (1992) estudiaron la viabilidad de la codigestión de estiércol con residuos de la elaboración de piensos. Debido al alto contenido en nitrógeno de estos productos, inicialmente se produce la inmediata inhibición del proceso de digestión, hasta que los microorganismos tienen capacidad de aclimatarse, disminuyendo la concentración de ácidos grasos volátiles y produciendo una elevada y constante producción de biogás.

La adición de tierras filtrantes de aceites, con bentonita como filtrante y adsorbente, a estiércoles de bovino, produce una mayor producción de metano respecto a los sólidos volátiles añadidos, debido al mayor potencial de producción de los lípidos de las tierras filtrantes que la de los estiércoles (Ahring et al., 1992). Una hipótesis planteada para explicar la mejora en la producción de gas es la disminución de los problemas de inhibición por nitrógeno amoniacal, debido a la capacidad de adsorción superficial de la bentonita. Sin embargo, la adición de bentonita sola no tuvo ningún efecto inmediato, aunque sí que contribuyó a una recuperación más rápida después de la introducción de amonio a niveles inhibidores (Angelidaki y Ahring, 1993b). La bentonita, a su vez, reduce la inhibición por lípidos (Angelidaki et al., 1990).

La codigestión de residuos de la producción de aceite de oliva virgen y estiércol de bovino hace posible el tratamiento del primero mediante digestión anaerobia. En este caso la fermentación aumenta, a la vez, el índice de producción de biogás del estiércol (Angelidaki et al., 1997). La mezcla de purines de cerdo ha mostrado buenos resultados en otros estudios, llegando a niveles de eliminación de la DQO del orden del 65% (Schmidt et al., 1999). También se han obtenido mejoras en las producciones de biogás con mezclas de purines o estiércol bovino y restos vegetales (Dar y Tandon, 1987), con mezclas de estiércol y residuos de tomates (Trujillo et al., 1993), con mezclas de bovino y residuos de frutas y verduras (Callaghan et al., 1999), con mezclas de residuos ganaderos y de la industria de la leche (Gavala et al., 1996; Desai y Madamwar, 1994), o residuos de la industria de la conserva de pescado y fangos de la industria cervecera (Callaghan et al., 1999).

La mezcla de purines de cerdo y fangos de depuradora, tanto en régimen termofílico como mesofílico, ha proporcionado resultados positivos (Wong, 1990; Flotats et al., 1999), mejorando la producción tanto de los lodos como de los purines por separado.

Aparte de los beneficios que supone la complementariedad de composiciones, se ha comprobado que tóxicos contenidos en algún residuo, como el tetracloroetano, pueden ser degradados por vía anaerobia si los microorganismos utilizan estiércol como substrato primario, siguiendo el tóxico una ruta co-metabólica (Ahring et al., 1996).

Se ha comprobado que, mediante mezclas de purines de cerdo con tierras filtrantes residuales de aceite de oliva, al 5% en peso, se pueden conseguir incrementos en la producción de metano del 100% en régimen mesofílico (Campos et al., 2000). También se han realizado experiencias con mezclas de purines con

residuos de la industria de los zumos de fruta (Campos et al., 1999). En experiencias previas se comprobó que no era posible la digestión anaerobia estable de los dos co-substratos de origen industrial solos, por separado, y que los purines aportaban la alcalinidad y los micronutrientes necesarios. Estos son ejemplos paradigmáticos de que el tratamiento conjunto de residuos ganaderos y de la industria alimentaria aporta beneficios para los dos sectores de actividad, y contribuye a la gestión integral de éstos.

Con objeto de aprovechar el potencial agronómico y energético que suponen los residuos ganaderos, y dar una solución económica y técnica viable, en 1987 se inició, en Dinamarca el programa de plantas de biogás de gestión centralizada. Se construyeron inicialmente nueve grandes plantas localizadas estratégicamente en el territorio para tratar los residuos ganaderos producidos en la zona de influencia de cada instalación. Con el tiempo se comprobó que el efecto inhibidor del nitrógeno amoniacal de estos residuos, en las instalaciones termofílicas, era superable mediante la mezcla con residuos de la industria alimentaria. La experiencia positiva llevó a popularizar el sistema de codigestión, habiendo en la actualidad treinta plantas, tratando mezclas de diferentes tipos de residuos orgánicos, con una proporción mayoritaria de residuos ganaderos. En 1998, la producción de energía eléctrica de éstas fue de 0,26 TW·h (Al Seadi y Holm-Nielsen, 2000).

Estas plantas cuentan usualmente con sistemas de cogeneración para producir y vender energía eléctrica y térmica, y en otras el gas es vendido a centrales térmicas cercanas. Además de los beneficios obtenidos por venta de energía, estas instalaciones permiten un control de los residuos producidos en la zona, de difícil cuantificación económica, y en algunas plantas la fracción sólida del residuo tratado es vendida como abono de calidad al sector hortícola, después del proceso de maduración aerobia (E Campos et al., 2001).

7.5. ¿Qué es la Digestión Anaeróbica (AD)?

La AD es un proceso bioquímico durante el cual materia compleja orgánica es descompuesta en ausencia de oxígeno, por varios tipos de microorganismos anaeróbicos. El Proceso de AD es común a muchos ambientes naturales tales como sedimentos de agua marina, el estómago de rumiantes o las turbas de pantanos. En una instalación de biogás, los resultados del proceso AD es el biogás y el digestato. Si el sustrato para AD es una mezcla homogénea de dos o más tipos de materia prima (desechos animales y desechos orgánicos de industria de alimentos), el proceso es llamado “Co-digestión” y es común para la mayoría de las aplicaciones de biogás de hoy.

Los elementos principales en una planta de biogás son los siguientes:

- Tanque de mezcla y alimentación.
- Pozo de bombeo.

- Digestor.
- Sistema de agitación.
- Tanque de descarga.
- Lecho de secado de lodos.
- Unidad de generación.

La digestión anaerobia es un proceso biológico fermentativo, en el cual la materia orgánica es descompuesta por la acción de una serie de microorganismos bacterianos, que la transforman en una mezcla de gases, formada principalmente por metano y dióxido de carbono, y que se conoce como biogás (E Campos et al., 2001).

El tratamiento anaeróbico de aguas residuales supone la descomposición de la materia orgánica y/o inorgánica en ausencia de oxígeno. La materia orgánica se descompone por la acción de los microorganismos (algunas veces presentes en aguas residuales). Ante la ausencia de oxígeno, obteniéndose como productos finales principalmente metano y dióxido de carbono, los cuales escapan a la atmósfera después que el agua se ha saturado de ellos (E. Campos et al., 2001).

Los principales substratos que se pueden utilizar en la digestión anaerobia son residuos agrícolas y ganaderos, cultivos energéticos, residuos industriales orgánicos, aguas residuales urbanas e industriales, lodos de depuradora y fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (Flotats et al., 1997). Cada tipo de substrato plantea una serie de ventajas e inconvenientes, presentando diferentes potenciales de producción de biogás, debido al diferente contenido de materia orgánica y a la diferente composición de la misma.

El proceso anaeróbico consiste en el equilibrio de bacterias acidogénicas y metanogénicas. Las bacterias metanogénicas utilizan los ácidos producidos por las bacterias acidogénicas para producir metano. Si este grupo es afectado por factores externos, el resultado será una acidificación del medio (disminución del pH). Esta acidificación debe ser controlada ya que una cantidad excesiva de ácido inhibe aún más la actividad metanogénicas. La mayor o menor producción de biogás resulta ser un indicador del funcionamiento y calidad de operación del tratamiento.

Las condiciones óptimas para un tratamiento anaeróbico de residuos son las siguientes:

- Temperaturas óptimas: intervalo mesófilo (29-38°C), intervalo termófilo (49-57°C).
- Condiciones anaeróbicas.
- Suficientes nutrientes biológicos: nitrógeno, fósforo, otros.
- pH óptimos: (6.6-7.6 unidades de potencial hidrógeno).
- Ausencia de materia tóxica.

Tanto en el metabolismo aeróbico como en el anaeróbico, la cantidad de materia orgánica formada en una unidad de protoplasma es la misma en ambos sistemas. La energía requerida para producir una unidad de protoplasma debe ser también la misma en ambos sistemas. La única diferencia entre los dos sistemas consiste en la energía del mecanismo y la energía producida por unidad de materia orgánica metabolizada.

Las reacciones anaeróbicas pueden ser consideradas en dos etapas: formación de ácido y formación de metano. En ambas reacciones solo el oxígeno puede ser añadido debido al agua. Todo el oxígeno remanente debe provenir de la materia orgánica que ha comenzado a descomponerse. La formación de ácido resulta de la degradación de carbohidratos y proteínas. Los carbohidratos generalmente se descomponen en ácidos volátiles, fórmico, acético y propiónico. Bajo ciertas circunstancias se forman también ácido butírico y valérico.

En ausencia de oxígeno disuelto los organismos aeróbicos sucumben. En cambio, los organismos anaeróbicos o facultativos alternan el oxígeno de la materia orgánica o utilizan en algunos casos nitrógeno para subsistir.

Los gases desprendidos más comunes son el dióxido de carbono y metano. Estos gases se escapan a la atmósfera después que el agua se ha saturado de ellos. El metano generado durante la descomposición anaeróbica de los lodos de las aguas residuales proporciona frecuentemente energía suficiente para necesidades de potencia de las plantas de tratamiento de aguas de desecho.

Los principales productos del proceso de digestión anaerobia, trabajando en sistemas de alta carga orgánica y en mezcla completa, son el biogás y un efluente estabilizado. Biogás es una mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano y dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases, como H_2S , H_2 , NH_3 , etc. La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. En la Tabla 7.5.1 se muestran valores medios de composición del biogás en función del substrato utilizado. La potencia calorífica inferior del biogás es aproximadamente de 5.250 kcal/m^3 , para una riqueza en metano de 60% (E. Campos et al., 2001).

Las características del efluente dependen mucho del tipo de sistema, pero tratando con sistemas de mezcla completa y con residuos orgánicos, se puede decir que el efluente es la mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Durante el proceso anaerobio parte de la materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido en materia orgánica es menor que en el influente. Se trata, además, de un producto más mineralizado que el influente, con lo que normalmente aumenta el contenido de nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico.

Componente	Residuos agrícolas	Lodos de depuradora	Residuos industriales	Gas de vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-70%	45-65%
Dióxido de carbono	30-50%	20-50%	30-50%	34-55%
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno	0-2%	0-5%	0-2%	0-1%
Sulfuro de hidrógeno	100-700 ppm	0-1%	0-8%	0.5-100 ppm
Amoníaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
Monóxido de carbono	0-1%	0-1%	0-1%	Trazas
Nitrógeno	0-1%	0-3%	0-1%	0-20%
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0-5%
Compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5 ppm

Tabla 9Tabla 7.5.1. Componentes del Biogás en función del Substrato utilizado (Coombs, 1990).

Los productos finales de la degradación aeróbica son compuestos completamente oxidados, de ahí que contengan niveles energéticos menores que los productos producidos en una degradación anaeróbica. Esto trae por consecuencia que la cantidad de energía liberada en una biodegradación aeróbica sea mayor que la liberada en una degradación anaeróbica, por lo que este último proceso es mucho más lento que el primero.

En las operaciones intermitentes son dos los grupos subsecuentes de bacterias principales que consumen alimentos (GEYER, 1992; p. 639), y estos son:

1. Los productores de ácidos facultativamente anaeróbicos, que convierten los carbohidratos, las proteínas y las grasas en ácidos y alcoholes.
2. Los fermentadores anaeróbicos del metano, que convierten los ácidos y alcoholes en metano y bióxido de carbono.

Inicialmente, la masa de polímeros complejos como proteínas, hidratos de carbono, lípidos, grasas y aceites se hidrolizan por la acción de enzimas extracelulares en productos solubles más sencillos de tamaño tan pequeño que les permite atravesar la membrana celular de los microorganismos. Estos compuestos sencillos de aminoácidos, azúcares, ácidos grasos y alcoholes fermentan en ácidos grasos de cadena corta que no se encuentran en forma de acetatos se convierten en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. La etapa final es la producción de metano a partir del hidrógeno mediante metanógenos hidrogenofílicos y a partir de acetatos

mediante metanógenos acetoclásticos (Pavlosthatis y Giraldo Gómez, 1991). Gujer Y Zehnder (1983) dividieron el proceso anaerobio en cinco subprocesos que se detallan en el diagrama, y se explican en los siguientes cinco pasos:

1. Hidrólisis de materia orgánica particulada compleja.
2. Fermentación de los aminoácidos y azúcares.
3. Oxidación anaerobia de los productos intermedios.
4. Producción de acetato a partir de CO_2 y H_2 .
5. Conversión de acetato a metano por medio de los metanógenos acetoclásticos.

El proceso de degradación anaeróbica de material orgánico se resume en tres etapas que se amplían en el siguiente capítulo llamado “Proceso microbiológico de la Digestión Anaerobia”

Etapas 1: en esta fase la materia orgánica: carbohidratos, proteínas y grasas, por ejemplo, es transformada por un grupo de microorganismos facultativos en materiales orgánicos más simples. Así las grandes moléculas son hidrolizadas por enzimas segregadas por bacterias.

Etapas 2: En esta fase, el sustrato solubilizado sirve de alimento a bacterias facultativas que lo fermentan y luego lo convierten en sustancias aún más simples: ácidos orgánicos como acético, propiónico y láctico, alcoholes simples, dióxido de carbono, nitrógeno e hidrógeno. Las bacterias responsables de tal transformación son las acidogénicas formadoras de ácidos. En las etapas anteriores no hay formación de metano ni estabilización de residuo o sustrato.

Etapas 3: en esta etapa, los ácidos orgánicos son convertidos por las bacterias metanogénicas o formadoras de metano en dióxido de carbono y metano, principalmente. El gas metano que se obtiene es sumamente insoluble y su separación de la solución representa la estabilización del residuo. Estas bacterias son estrictamente anaeróbicas y de lento crecimiento, por lo que esta etapa, en la que ocurre la estabilización del residuo o sustrato, es la limitante del proceso. En esta fase participan muchas especies de bacterias, pues cada especie es capaz de aumentar un reducido número de compuestos orgánicos simples.

8. PROCESO MICROBIOLÓGICO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Como se dijo anteriormente, AD es un proceso microbiológico de descomposición de materia orgánica en ausencia de oxígeno. Los productos principales de este proceso son biogás y digestato. El biogás es un gas combustible, formado principalmente de metano y dióxido de carbono. El digesto es el sustrato descompuesto, resultado de la producción de biogás.

Durante AD, un pequeño calor es generado en contraste a la descomposición aeróbica (en presencia de oxígeno), como es el caso del compostaje. La energía, que es químicamente rodeada en el sustrato, permanece principalmente en el biogás producido en forma de metano.

El proceso de formación de biogás es un resultado de la cadena de pasos del proceso, en el cual la materia inicial es continuamente dividida en unidades más pequeñas. Grupos específicos de microorganismos son involucrados en cada paso individual. Estos organismos sucesivamente descomponen los productos de los pasos previos.

La digestión anaerobia de partículas complejas de material orgánico tiene que ser descrita como un proceso multietapas de reacciones en serie y paralelo. Gujer y Zenhder (1983) identificaron seis procesos distintos en un digestor anaerobio. Con la adición de la homoacetogénesis como un subproceso, siete procesos son ahora reconocidos en la digestión anaerobia de materiales orgánicos poliméricos:

1. Hidrólisis de partículas complejas en materiales orgánicos (Proteínas carbohidratos y lípidos).
2. Fermentación de aminoácidos y azúcares.
3. Oxidación anaerobia de cadenas largas de ácidos grasos y alcoholes.
4. Oxidación anaerobia de productos intermedios como lo son cadenas cortas de ácidos grasos (excepto acetato).
5. Producción de acetato a partir de dióxido de carbono e hidrógeno (homoacetogénesis).
6. Conversión de acetato a metano (metanogénesis acetoclástica).
7. Producción de metano por reducción de dióxido de carbono por hidrógeno.

Los pasos descritos del proceso son ejecutados en paralelo en tiempo y espacio en el tanque del digestor. La velocidad del proceso de descomposición total es determinada por la más lenta reacción de la cadena. En el caso de plantas de biogás procesando sustratos vegetales conteniendo celulosa, hemicelulosa y lignina, la hidrólisis es la velocidad determinante del proceso. Durante la hidrólisis, cantidades relativamente pequeñas de biogás son producidas. La producción de biogás alcanza su pico durante la metanogénesis (Seghezzo Lucas, 2004).

Los dos grupos de bacterias que pueden vivir en el digestor son las facultativas y las anaeróbicas obligadas. Las formadoras de ácidos son predominantemente las bacterias facultativas, con algunas anaeróbicas

estrictas. La facilidad de crecimiento de las bacterias facultativas sobrepone una ventaja con las anaerobias estrictas, de la misma forma que también la tiene con bacterias aerobias estrictas. Es interesante notar que las bacterias predominantes en lodos activados y en una fase de digestión anaerobia son una y el mismo grupo de bacterias; varias especies de pseudomonas, flavobacterium, alcalígenas, esterichia y aerobacter contribuyen a la producción de ácido. Los formadores de metano son un grupo pequeño de bacterias especializadas que son necesariamente anaeróbicas. La bacteria de metano ha sido tan difícil de aislar y de analizar que muy poco es conocido acerca del organismo individual (Schwartz M., 2003).

HIDRÓLISIS Y ACIDOGÉNESIS	ACETOGÉNESIS	METANOGÉNESIS
<i>Acitivibrio</i>	<i>Syntrophomonas wolinii</i>	<i>Methanobacterium-sp</i>
<i>Cellulotycus</i>	<i>S Wolfei</i>	<i>Methanobrevibacter-sp</i>
<i>Bacteroides succinogenos</i>	<i>Syntrophus buswelli</i>	<i>Methanospirillum.sp</i>
<i>Eubaterium cellulosolvens</i>	<i>Clostridium bryantii</i>	<i>Methanosarcina-sp Methanothrix-sp</i>
<i>Basillus-sp</i>	<i>Acetobacterium Woddii</i>	
<i>Proteus-sp</i>	<i>Desulfovibrio-sp</i>	
<i>Enterobacter</i>	<i>Desulfotomaculum-sp.</i>	
<i>Megasphaura-sp</i>		
<i>Lachnospira multiparus</i>		
<i>Peotpcoccus anaerobicus</i>		
<i>Bifidobacterium-sp.</i>		

Tabla 10Tabla 8.1. Bacterias que intervienen en la Digestión (Mendoza A. et al).

Algunos grupos de bacterias catalizan la reacción tomando lugar durante el proceso de Digestión (Schwartz M., 2003):

1. Bacteria Hidrolítica fermentativa: buty vibrio, fibriosolvens, clostridium sp.
2. Bacteria acidogénicas produciendo hidrógeno: desulfovibrio, desulfuricans sp, desufotomaculum sp.
3. Bacteria acetogénica consumiendo hidrógeno.
4. Metanógenos Autotróficos reduciendo dióxido de carbono. autotróficas: metano bacterium sp.
5. Metanógenos acetoclásticos. methanotrix sp.

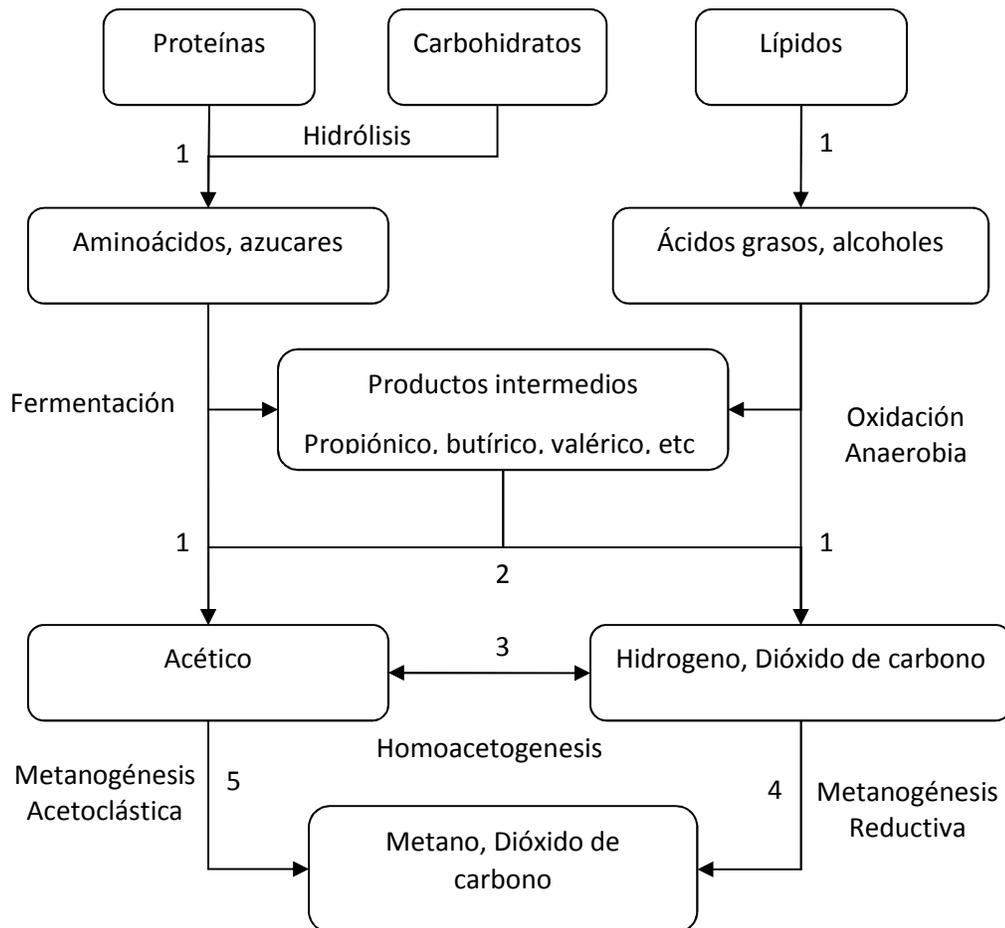


Figura 8.1. Digestión Anaeróbica de materiales poliméricos orgánicos. Lo que está fuera de cuadro indica subproceso. Los números hacen referencia al grupo de Bacterias involucradas (Seghezzo Lucas, 2004).

8.1. Etapa 1. Hidrólisis.

La hidrólisis es teóricamente el primer paso necesario para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos, ya que no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles, que puedan atravesar la membrana celular, esta materia compleja es descompuesta en unidades más pequeñas. La hidrólisis de estas partículas orgánicas es llevada a cabo por enzimas extracelulares excretadas por las bacterias fermentativas. Durante la hidrólisis, polímeros como carbohidratos, lípidos, ácidos nucleicos y proteínas son convertidos en glucosa, glicerol, purinas y piridinas. Microorganismos hidrolíticos excretan enzimas hidrolíticas, convirtiendo biopolímeros en más simples y compuestos solubles.

En esta etapa, azúcares, grasas y proteínas son convertidas a compuestos orgánicos más simples tales como aminoácidos, azúcares simples, ácidos grasos y algunos alcoholes. Este primer paso es muy importante debido a que las grandes moléculas orgánicas simplemente son demasiado grandes para ser directamente absorbidas y usadas por microorganismos como un sustrato/fuente de entrada. Para lograr la biodegradación, ciertos microorganismos segregan diferentes tipos de enzimas, llamadas enzimas extracelulares, que cortan las moléculas más grandes hasta piezas más pequeñas que los microorganismos puedan tomar en las células y usar como origen de energía y nutrición. Algunos microorganismos segregan muchas diferentes enzimas, que les permiten romper diferentes tipos de materiales orgánicos. Otros microorganismos son especializados. Por ejemplo, ellos segregan enzimas que descomponen tanto azúcares como proteínas. Los microorganismos que descomponen diferentes azúcares son llamados sacarolíticos, mientras aquellos que descomponen proteínas son llamados proteolíticos. Hay diferentes enzimas para azúcares, proteínas, grasas, etc. La tabla 8.1.1, contiene ejemplos de algunos diferentes grupos de enzimas extracelulares. Cada grupo contiene muchas enzimas que son especializadas en varios sustratos, así como diferentes proteínas. La tasa de descomposición durante el estado de hidrólisis depende fuertemente de la naturaleza del sustrato. La transformación de celulosa y hemicelulosa generalmente toma lugar más lentamente que la descomposición de proteínas (Schnürer A. et al., (2010).

Una variedad de microorganismos es involucrada en la hidrólisis, que es llevada a cabo por exoenzimas, producidas por estos microorganismos que descomponen material particulado insoluble. Estos productos, resultado de la hidrólisis son descompuestos aún más por los microorganismos involucrados y usados por su propio proceso metabólico.

Enzimas	Sustrato	Productos de descomposición
Proteínasa	Proteínas	Aminoácidos
Celulasa	Celulosa	Celobiosa y glucosa
Hemicelulasa	Hemicelulosa	Azúcares, tales como glucosa, xilosa, manosa y arabinosa
Amilasa	Almidón	Glucosa
Lipasa	Grasas	Ácidos grasos y glicerol
Pectinasa	Pectina	Azúcares, tales como galactosa, arabinosa y poliláctico, ácido urónico

Tabla 11Tabla 8.1.1. Algunos grupos importantes de enzimas hidrolíticas y sus funciones (Schnürer A. et al., (2010).

8.1.1. Hidrolisis de Polisacáridos

Los polisacáridos son compuestos que contienen cadenas de azúcares enlazados. Los polisacáridos comunes son: celulosa, hemicelulosa, almidón, pectina y glucógeno. La celulosa, hemicelulosa y los almidones son compuestos importantes en material vegetal y son encontrados en frutas, granos, vegetales y tubérculos, entre muchos otros. El glucógeno es un polisacárido con funciones como reserva de azúcar, principalmente en animales. La pectina es común en frutas y su estructura, que es muy compleja, varía entre diferentes frutas y grados de madurez. Los polisacáridos pueden ser lineales (Celulosa, almidón) o cadenas ramificadas de azúcar (hemicelulosa, almidón, glucógeno y pectina). Hidrólisis de resultados de celulosa en formación de celobiosa (dos moléculas de glucosa interconectadas) y glucosa. El almidón y el glucógeno son divididos en unidades de glucosa, y muchos azúcares diferentes son formados de la hemicelulosa y la pectina. Organismos que son activos en un proceso de biogás durante la hidrólisis de polisacáridos incluye varios grupos de bacterias, por ejemplo, la genera bacteriodes, Clostridium, y Acetivibrio (Cirne et al 2007, doi 2008). Algunos de estos organismos tienen muchas enzimas diferentes combinadas en la llamada celulosomas que están situadas en la pared celular de los organismos. En adición a las enzimas, estas celulosomas también contienen proteínas que tienen la capacidad de unirse a la celulosa (Ding et al 2008). Uniéndose a su sustrato hace la descomposición más eficiente debido a que las enzimas pueden trabajar directamente en el sitio (Schnürer A. et al., (2010).

8.1.2. Hidrolisis de Proteínas

Las proteínas son cadenas de aminoácidos que son encontradas en altas concentraciones, por ejemplo, sustratos derivados de la carne, pollo y estiércol de cerdo. Las cadenas más cortas (<50 aminoácidos) también son llamados péptidos o cadenas péptidas. Los aminoácidos son primeramente el producto final de la hidrolisis de proteínas y péptidos. Así que los aminoácidos formados dependen de las proteínas que son encontradas en la materia orgánica. Ciertas proteínas llamadas glicoproteínas, también contienen carbohidratos. Estas comúnmente son encontradas en membranas celulares y en la superficie de las células y la porción de carbohidratos de estos puede corresponder a tanto como el 80% del peso. En adición a aminoácidos, la descomposición de glucoproteínas también produce varios carbohidratos. Los organismos proteolíticos en el proceso de biogás incluyen, entre otros, la genero clostridium, peptostreptococcus y bifidobacterium (Örlygsson 1994, Ramsay and Pullammanappallil 2001).

8.1.3. Hidrolisis de Grasas

Hay muchas grasas diferentes, con una composición variante dependiendo de su origen. Generalmente, estas grasas consisten en glicerol (un alcohol) y diferentes ácidos grasos, muchos de los cuales son liberados por biodegradación (McInerney 1988). Las enzimas que descomponen las grasas son llamadas lipasas. Ejemplos de materiales que son altos en grasas son los desechos de mataderos y los lodos de separación de grasas. La mayoría de las lipasas conocidas son producidas por microorganismos aeróbicos o aeróbicos facultativos. Los aerobios estrictos que segregan lipasas incluyen entre otros, los genus *Clostridium* (Gupta et al 2004, Petersen and Daniel 2006).

8.2. Etapa 2. Fermentación o Acidogénesis

Durante la acidogénesis, los productos de la hidrolisis son convertidos por bacterias acidogénicas (Fermentativa) en sustratos metanogénicos. Los azúcares simples, aminoácidos y ácidos grasos son degradados a acetato, dióxido de carbono e hidrogeno (70%), así como también en ácidos grasos volátiles y alcohol (30%). Las moléculas orgánicas solubles son fermentadas por varios organismos formando compuestos que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H₂) (Schnürer A. et al., (2010).

El estado de fermentación en un proceso de biogás consiste igual que la etapa de hidrolisis, no solo en una reacción sino en muchas. La reacción que ocurre depende exactamente de los organismos que están presentes y del sustrato que es tratado durante el proceso. Muchos organismos diferentes son activos durante esta etapa, más que durante las otras etapas (McInerney 1988, Colberg 1988). Muchos de los organismos que llevan a cabo la fermentación son los mismos que llevan a cabo la hidrolisis durante la primera etapa, pero otros organismos en otros géneros que también son activos incluyen, por ejemplo, *Enterobacterium*, *Bacteriodes*, *Acetobacterium* and *Eubacterium*. Durante la fermentación, los productos de la etapa de hidrolisis previa (carbón y fuentes de energía) son usados como sustrato por un número diferente de microorganismos. Los Azúcares, aminoácidos, alcoholes, etc. pueden ser usados como sustratos por microorganismos fermentativos (Madigan and Martinko 2006). Por otra parte, los organismos fermentativos no usan ácidos grasos libres durante la descomposición de grasas y estructuras aromáticas. En su lugar no son descompuestos hasta la siguiente etapa en la cadena de descomposición (oxidación anaeróbica).

A través de diversas reacciones de fermentación, los productos de la hidrolisis son convertidos principalmente en varios ácidos grasos (acético, propiónico, butírico, succínico, láctico, etc.), alcoholes, amoniac (de aminoácidos), dióxido de carbono e hidrogeno (Tabla 8.2.1). Los compuestos que son

formados dependen exactamente de los sustratos y de las condiciones ambientales del proceso, así como también de los organismos que están presentes (Schnürer A. et al., (2010).

Es típico de los ácidos formados, que la forma cargada (sin protones) esté en equilibrio con la forma no cargada (sin protones, ecuación 8.2.1). La constante ácida (pKa) indica como los ácidos liberan fácilmente su protón. Si el pH es bajo, el valor de la constante pKa, en la mayoría de los ácidos está en su forma no cargada, mientras que, a un pH alto, el valor de la constante pKa esta principalmente en forma cargada. En un proceso de biogás a pH > 7, los ácidos están principalmente en forma cargada (anión). En esta etapa tienden a formar sales con diferentes metales como el sodio y el potasio. La forma ácida y el anión tienen diferentes nombres, por ejemplo, ácido acético (ácido) y acetato (anión), Tabla 8.2.1 (Schnürer A. et al., (2010).



Ecuación 8.2.1. Ácido Acético en equilibrio con su forma aniónica (acetato) (Schnürer A. et al., (2010).

La fermentación de productos de los mismos compuestos puede ser diferente en diferentes organismos. Incluso organismos dentro del mismo género o especie pueden formar diferentes productos del mismo compuesto (Tabla 8.2.2). En algunos casos, un mismo organismo puede también cambiar su patrón de fermentación, dependiendo de las condiciones prevaletientes (la presencia de otros organismos, factores ambientales). Para los organismos que los producen, los productos de la fermentación son productos de desechos que son excretados y ya no se utilizan. En su lugar, sirven como un sustrato para otros microorganismos en el proceso de biogás, incluyendo otros microorganismos fermentativos que los descomponen aún más (Schnürer A. et al., (2010).

Nombre Común	Nombre Sistemático	Anión	pKa	Estructura química (forma ácida)
Ácido Fórmico	Ácido Metanoico	Formato	3.77	HCOOH
Ácido Acético	Ácido Etanoico	Acetato	4.76	CH ₃ COOH
Ácido Propiónico	Ácido Propanoico	Propionato	4.80	CH ₃ CH ₂ COOH
Ácido Butírico	Ácido Butanoico	Butirato	4.83	CH ₃ CH ₂ CH ₂ COOH
Ácido Valérico	Ácido Pentanoico	Valeriato	4.84	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CH ₂ COOH
Ácido Caprílico	Ácido Hexanoico	Capronato	4.85	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CH ₂ CH ₂ COOH

Tabla 12Tabla 8.2.1. Nombre de algunos ácidos comunes, el valor de su constante (pKa) y su estructura química. Los valores aplican para soluciones acuosas a 25°C (Schnürer A et al, (2010)

Productos	Clostridium Butyricum [mol/100mol glucosa]	Clostridium Acetobutylicum [mol/100mol glucosa]
Ácido Butírico	76	4
Ácido Acético	42	14
Ácido Láctico	-	-
CO ₂	188	221
H ₂	235	135
Etanol	-	7
Butanol	-	56
Acetona	-	22

Tabla 13Tabla 8.2.2. Productos de fermentación de Glucosa formada por dos diferentes especies de Bacterias del género relacionado a Clostridium (modificado basado en Gottschalk 1986).

8.3. Etapa 3. Oxidación Anaeróbica o Acetogénesis

Los productos formados durante la etapa de fermentación se descomponen aún más mediante diversas reacciones de oxidación anaeróbicas. Esta es una etapa importante en el proceso de biogás que requiere una estrecha cooperación entre los organismos que llevan a cabo la oxidación y la producción de metano y que están activos en la siguiente etapa, la formación real de metano. La razón por la que dos diferentes grupos de organismos tienen que trabajar juntos es muy compleja, pero resumiendo puede decirse que el fenómeno es fuertemente atado a la concentración de gas hidrógeno. Durante la oxidación anaeróbica, los protones son usados como aceptores finales de electrones y esto produce gas hidrógeno. Por razones termodinámicas, la formación de gas hidrógeno solo tomará lugar si la concentración del mismo se mantiene constante a muy bajos niveles. Si el gas hidrógeno formado no es continuamente removido, la oxidación anaeróbica se detendrá debido a que los microorganismos ya no tendrán suficiente energía de crecimiento (Schink 1997, 2002).

Aquí es donde la formación de metano entra en la escena. Este proceso constantemente consume gas hidrógeno, manteniendo así la concentración de gas hidrógeno a un nivel suficientemente bajo. En otros sistemas biológicos que no sean el proceso del biogás, hay otros organismos consumiendo gas hidrógeno que pueden impulsar a la oxidación anaeróbica, tales como organismos reductores de sulfato o reductores de nitrato. Esta comparación entre microorganismos es llamada “sintrofia” y la de transferir gas hidrógeno es llamada “transferencia de hidrógeno interespecies” (IHT) en la literatura, significa “transferencia de hidrogeno entre especies” (Schink 1997, 2002).

Es importante señalar que el gas hidrógeno puede formarse de diferentes formas y no todos los microorganismos productores de gas hidrógeno dependen de un organismo patrón y un IHT (Gottschalk 1986, Dolfig 1988). Muchos organismos fermentativos producen gas hidrógeno incluso en ausencia de hidrógeno, pero a muy bajas concentraciones. Muchos sintrofos que forman gas hidrógeno pueden también usar rutas alternativas de descomposición en la ausencia de un patrón consumidor de gas hidrógeno, que no conduce a la formación de gas hidrógeno. Entonces pueden adaptarse a la concentración de gas hidrógeno predominante. Otros siempre forman gas hidrógeno y en ese caso son absolutamente dependientes de organismos consumidores de gas hidrógeno. Generalmente, los organismos que pueden cambiar el metabolismo son los que, cuando no pueden formar gas hidrógeno producen una gran variedad de tipos de ácidos grasos y alcoholes (Thauer et al 1977).

Los sustratos por oxidación anaeróbica consisten de varios tipos de ácidos grasos, alcoholes, algunos aminoácidos y aromáticos (Dassonville and Renault 2002). Los aromáticos son compuestos con estructura cíclica, tales como ácido benzoico, fenoles o ciertos aminoácidos que se producen, por ejemplo, en materiales vegetales y estiércol de cerdo. Los ácidos grasos y los alcoholes son producidos por diferentes reacciones de hidrólisis y fermentación. Además del gas hidrógeno, estos compuestos primeramente forman acetato y dióxido de carbono por oxidación anaeróbica (Fuchs 2008, Sousa et al 2008). Las Syntrophomonas, Syntrophus, Clostridium y Syntrobacter son ejemplos de un género en el cual son numerosos organismos los que pueden ejecutar diferentes oxidaciones anaeróbicas en simbiosis con un organismo que usa gas hidrógeno (McInerney et al 2008). Muchos de estos organismos son conocidos como acetógenos, que, además de gas hidrógeno y dióxido de carbono también forman acetato como su principal producto (Drake et al 2008).

Los productos de la acidogénesis, que no pueden ser directamente convertidos a metano por bacteria metanogénica, son convertidos a sustratos metanogénicos durante la acetogénesis. Los VFA (Ácidos grasos Volátiles) y los alcoholes son oxidados a sustratos metanogénicos como acetato, hidrogeno y dióxido de carbono. Los VFA, con cadenas carbonadas mayores a dos unidades y alcoholes, con cadenas carbonadas mayores a una unidad son oxidados a acetato e hidrogeno. La producción de hidrogeno incrementa la presión parcial del hidrogeno. Esto puede ser considerado como un “producto de desecho” de la acetogénesis e inhibe el metabolismo de la bacteria acetogénica. Durante la metanogénesis, el hidrogeno es convertido a metano. En la acetogénesis y metanogénesis usualmente ejecutadas en paralelo, como simbiosis de dos grupos de organismos.

Las moléculas orgánicas solubles son fermentadas por varios organismos fermentativos formando compuestos orgánicos muy reducidos (láctico, etanol, propiónico, butírico, principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas a sustratos que puedan utilizar las metanogénicas (Schnürer A. et al., (2010).

8.4. Etapa 4. Formación de Metano o Metanogénesis

Los formadores de metano pueden utilizar como sustrato a los ácidos grasos de seis o menos átomos de carbono y tres gases inorgánicos: hidrógeno, monóxido de carbono y dióxido de carbono. Dado que las poblaciones metanogénicas tienen diferentes fuentes de alimentación y diferentes tasas de crecimiento, al inicio de un proceso anaeróbico no hay una significativa producción de metano. El proceso no es completamente operacional hasta que todas las poblaciones están presentes. Para acelerar la puesta en marcha de un biodigestor, se inocula con las poblaciones requeridas por los sustratos presentes en la alimentación (Schnürer A. et al., (2010).

La metanogénesis es la etapa final del proceso de biogás. En esta etapa, el metano y el dióxido de carbono son formados por varios tipos de organismos productores de metano llamados “Metanógenos”. Los sustratos más importantes para estos organismos son el gas hidrógeno, dióxido de carbono y acetato, que son formados durante la oxidación anaeróbica. Pero otros sustratos tales como las metilaminas, algunos alcoholes, y formatos pueden también ser usados para la producción de metano (Liu and Whitman 2008). Justo como en otras etapas del proceso de biogás, no solo uno, sino una variedad de tipos de microorganismos es activa en este estado. El grupo productor de metano que usualmente domina en un proceso de biogás es el llamado “Metanógenos acetotrófico”, que usan acetato como sustrato. En su metabolismo, el acetato es dividido en dos partes. Uno de los carbonos es usado para formar metano y el otro para formar dióxido de carbono. Por lo tanto, los acetotróficos productores de metano a veces son llamados “metanógenos divisores de acetato”. El acetato es la fuente de cerca del 70% del biogás producido en un tanque de digestión (Zinder 1993).

Los hidrogenótrofos son otro importante grupo de metanógenos, por el cual el principal sustrato para la formación de metano es el gas hidrógeno y el dióxido de carbono. Ahora solo hay dos grupos conocidos de metanógenos que descomponen el acetato: Methanosaeta y Methanosarcina, mientras hay muy diversos grupos de metanógenos que usan gas hidrógeno, incluyendo Methanobacterium, Methanococcus, Methanogenium y Methanobrevibacter (García et al 2000, Liu and Withman 2008). Methanosaeta y Methanosarcina tienen diferente tasa de crecimiento y también difieren en lo concerniente a su habilidad para utilizar acetato (Westermann et al 1989). La Methanosarcina crece muy rápido, pero encuentra dificultad para usar acetato a bajas concentraciones, cuando la Methanosaeta tiene una ventaja. Sin embargo, la presencia de estos organismos es afectada no solo por la concentración de acetato, sino también por factores tales como la frecuencia de carga y la mezcla (Liu and Withman 2008). Debido a que los productores de metano crecen muy lentamente, esta es a menudo la etapa limitante de la velocidad del proceso de biogás (Liu and Withman 2008). El tiempo de generación, es decir, el tiempo requerido para un microorganismo para dividirse a sí mismo en dos, es entre 1 y 12 días para productores de metano.

La Methanosaeta crece

Más lentamente. El crecimiento de metanógenos a menudo establece el límite de que tan corto puede ser en el tiempo de retención en procesos continuos de biogás. Tiempos de retención demasiado cortos (menores a 12 días) incrementa el riesgo de que esos organismos sean eliminados del proceso, debido a ello no tienen suficiente tiempo para incrementar en la misma tasa como el material es bombeado hacia dentro y fuera del tanque de digestión.

Los metanógenos difieren de otros organismos en el proceso de biogás, debido a que ellos no son bacterias comunes. En su lugar los metanógenos forman parte de un grupo de organismos llamados Arqueo (García et al 2000). Los Arqueo son un grupo separado de organismos que se involucran en paralelo con bacterias (prokaryotes) y hongos (eukaryotes). Debido a su carácter único, los metanógenos son fácilmente distinguidos de otras bacterias “comunes” en el microscopio. Los metanógenos contienen un compuesto (F420) que les permite emitir fluorescencia con un color verde azul cuando es iluminado en el rango de longitud de onda de alrededor de 350-420 nanómetros (Liu and Whitman 2008). El hecho de que los metanógenos no se parecen a otros organismos también significa que no son tan robustos como muchos otros microbios en el proceso. Los metanógenos a menudo son los primeros en ser afectados por varias distracciones tales como cambios de pH o la presencia de compuestos tóxicos tales como metales pesados o contaminantes orgánicos (Chen et al 2008, Liu and Withman 2008). Debido a que estos organismos también son de gran importancia para la función de la oxidación anaeróbica, la inhibición/interrupción de los metanógenos puede seriamente afectar el proceso total.

La producción de metano y dióxido de carbono de productos intermedios es llevada a cabo por bacteria metanogénica. El 70% del metano formado viene de acetato, mientras el remanente 30% es producido de la conversión de hidrogeno y dióxido de carbono (Schnürer A. et al., (2010).

La metanogénesis es un paso crítico en el proceso de digestión anaeróbica total, ya que es la más lenta reacción bioquímica del proceso. La metanogénesis es duramente influenciada por las condiciones de operación. La composición de la materia prima, tasa de alimentación, temperatura y pH son ejemplos de factores influenciando el proceso metanogénico. La sobrecarga del biodigestor, las variaciones de temperatura o la gran entrada de oxígeno puede resultar en finalizar la producción de metano (Schnürer A. et al., (2010).

Las bacterias metanogénicas (las más importantes) son las responsables de la formación de metano a partir de substratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente, dando nombre al proceso general de biometanización. Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Arqueo, y morfológicamente, pueden ser bacilos cortos y largos. Todas las bacterias metanogénicas que intervienen en el proceso poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la que participa en el paso final de la formación de metano (Schnürer A. et al., 2010).

8.5. Alternativa de Producción de Metano a partir de Acetato

Una vía alternativa para producción de metano a partir del acetato se describe cada vez más en artículos científicos (Figura 8.5.1; Schnürer 2007, Hattori 2008, Schnürer and Nordberg 2008). La importancia de esta vía de descomposición es actualmente desconocida. Ninguna reacción en consideración ocurre en ambiente natural, esta ruta de reacción solo ha sido demostrada por algunas plantas de biogás danesas y algunas plantas de codigestión suecas (Schnürer et al 1999, Karakashev et al 2006, Schnürer and Nordberg 2008). Los factores que son considerados para influir en el desarrollo de esta vía en procesos de biogás son el contenido de amoníaco y acetato, y los tipos de metanógenos activos. El tiempo de retención en el proceso de biogás también ha demostrado ser significativo, junto con la temperatura. Con esta vía de formación de metano, el biogás no es directamente generado del acetato por producción de metano acetotrófico (llamado fraccionamiento de acetato). En su lugar, el acetato primero es convertido por bacterias no productoras de metano a gas hidrógeno y dióxido de carbono. Estos productos luego son usados por hidrogenótrofos (consumidores de gas hidrogeno) productores de metano para formar biogás. Esta cooperación entre dos diferentes grupos de organismos es llamada oxidación de acetato sintrófica (SAO). Para que la conversión de acetato a gas hidrógeno y dióxido de carbono tenga lugar, la presión del gas hidrógeno debe mantenerse baja, que es tomada en cuenta para los productores de metano. Esta vía de formación de metano a partir del acetato es más lenta que la de los productores de metano acetotróficos (Fraccionamiento de acetato), que resulta en una descomposición más baja de la materia orgánica y la producción de biogás cuando la vía SAO es usada (Schnürer A. et al., 2010).

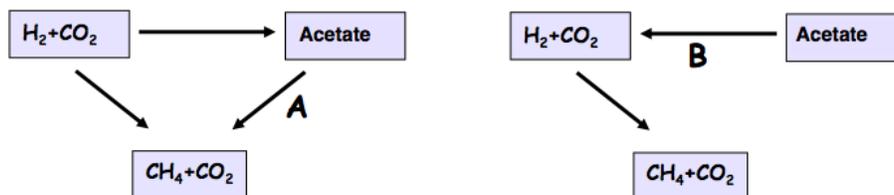


Figura 8.5.1. Se conocen dos diferentes vías de producción de Metano a partir del Acetato (Schnürer 2007, Hattori 2008, Schnürer and Nordberg 2008):
(A) Fraccionamiento del Acetato por un metanógeno acetotrófico y
(B) Oxidación de Acetato a gas Hidrógeno y Dióxido de Carbono por una Bacteria no Metanogénica, seguido por una reacción de Dióxido de Carbono a Metano por un productor metanógeno Hidrogenotrófico.

9. FACTORES QUE CONTROLAN EL DESARROLLO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

La eficiencia de AD es influenciada por algunos parámetros críticos, por lo tanto, es crucial que sean proporcionadas condiciones apropiadas para los microorganismos anaeróbicos. El crecimiento y la actividad de microorganismos anaeróbicos, es significativamente influenciada por condiciones tales como la exclusión de oxígeno, temperatura constante, valor de pH, suministro de nutrientes, agitación intensiva, así como también presencia y cantidad de inhibidores (amonio). Las bacterias metanogénicas son anaeróbicas delicadas, tanto que la presencia de oxígeno en el proceso de digestión debe ser estrictamente evitado (Teodorita et al., 2008).

Los principales factores que influyen en el desarrollo de la digestión anaerobia son la composición del sustrato o residuo y determinados parámetros ambientales u operacionales, que se describen a continuación.

9.1. Ácidos grasos volátiles (VFA)

La estabilidad del proceso AD es reflejado por la concentración de productos intermediarios como los VFA. Los VFA son compuestos intermediarios (Acetato, propionato, butirato, lactato), producido durante la acidogénesis, con una cadena de carbono de hasta seis átomos. En la mayoría de los casos, la estabilidad del proceso AD será dirigida por acumulación de VFA dentro del digestor, que puede, además, dirigir a una caída del valor de pH. Sin embargo, la acumulación de VFA no siempre será expresada por la caída del valor de pH, debido a la capacidad tampón del digestor, a través de los tipos de biomasa contenidas en él. El estiércol animal, por ejemplo, tiene un exceso de alcalinidad, que significa que el VFA acumulado debe superar un cierto nivel, antes que esto pueda ser detectado debido a la caída significativa del valor de pH. En tal punto, la concentración de VFA en el digestor debería ser tan alta, que el proceso AD ya será altamente inhibido (Teodorita et al., 2008).

Experiencias prácticas muestran que dos diferentes digestores pueden comportarse totalmente diferentes con respecto a la misma concentración de VFA, así que, uno a la misma concentración de VFA puede ser más óptimo que otro, pero inhibidora para el otro. Una de las posibles explicaciones puede ser el hecho que la composición de la población microbiana varía de digestor a digestor. Por esta razón, y como en el caso del pH, la concentración de VFA puede no ser recomendada como un parámetro único de monitoreo del proceso (Teodorita et al., 2008).

9.2. Amoniac

El amoniac (NH_3) es un compuesto importante, con una significativa función para el proceso AD, NH_3 es un importante nutriente, sirviendo como un precursor para productos alimenticios y fertilizantes y es normalmente encontrado como gas, con el característico olor desagradable. Las proteínas son el principal origen del amoniac para los procesos AD (Teodorita et al., 2008).

Demasiada concentración de amoniac dentro del digestor, especialmente amoniac libre (la forma no ionizada del amoniac), es considerada ser responsable para procesos de inhibición. Esto es común para AD de desechos animales, debido a su alta concentración amoniacal, originado de la orina. Para su efecto inhibitor, la concentración amoniacal debe quedarse por debajo de 80 ml/L. Las bacterias metanogénicas son especialmente sensibles a la inhibición amoniacal. La concentración de amoniac libre es directamente proporcional a la temperatura, así, hay un incremento en el riesgo por la inhibición por amoniac del proceso AD operado a temperaturas termófilas, comparado a otras mesófilas. La concentración libre amoniacal es calculada por la ecuación 9.2.1 (Teodorita et al., 2008).

$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{T} - \text{NH}_3]}{\left(1 + \frac{H^+}{ka}\right)}$$

Ecuación 9.2.1. Cálculo de la Concentración libre amoniacal (Teodorita et al., 2008).

Donde $[\text{NH}_3]$ y $[\text{T}-\text{NH}_3]$ son las concentraciones de amoniac libre y total respectivamente y ka es el parámetro de disociación, con valores incrementando con la temperatura. Esto significa que incrementando pH e incrementando la temperatura conllevará a la inhibición incrementada, ya que estos factores incrementarán la fracción de amoniac libre. Cuando un proceso es inhibido por amoniac, un incremento en la concentración de VFA conllevará a un incremento del pH. Esto parcialmente contrarrestará el efecto del amoniac debido al incremento en la concentración de amoniac libre.

9.3. Macro y Micronutrientes (Elementos traza) y Compuestos Tóxicos

Los microelementos (Elementos traza) como hierro, níquel, cobalto, selenio, molibdeno o tungsteno, son importantes igualmente por el crecimiento y la sobrevivencia de los microorganismos en AD como los macronutrientes: carbón, nitrógeno, fosforo y azufre (C:N:P:S) es considerado 600:15:5:1. Proporcionar Insuficientes nutrientes y elementos traza, así como demasiada digestibilidad del sustrato puede causar inhibición y disturbios en el proceso AD (Teodorita et al., 2008).

Otro factor, influyente en la actividad de los microorganismos anaeróbicos, es la presencia de compuestos tóxicos. Ellos pueden ser traídos al sistema AD junto a la alimentación o son generados durante el proceso. La aplicación de valores límite para compuestos tóxicos es difícil, por un lado, porque ese tipo de materiales a menudo están atados por procesos químicos y, por otro lado, debido a la capacidad de los microorganismos a adaptarse, dentro de algunos límites, bajo condiciones ambientales, adjunto a la presencia de compuestos tóxicos (Teodorita et al., 2008).

Los microorganismos involucrados en la degradación anaeróbica tienen necesidades específicas de especies en términos de macronutrientes, micronutrientes y vitaminas. La concentración y disponibilidad de estos componentes afecta la tasa de crecimiento y la actividad de varias poblaciones. Hay un mínimo y un máximo de concentración específica de especies, que se dificultan definir, debido a la variedad de culturas diferentes y algunas veces su considerable adaptabilidad. Para obtener tanto metano como sea posible de los sustratos, un suministro óptimo de nutrientes para los microorganismos debe ser asegurado. La cantidad de metano que últimamente puede ser obtenida de los sustratos dependerá de la proporción de proteínas, grasas y carbohidratos contenidos en ellas. Esos factores igualmente influyen en los requerimientos específicos de nutrientes.

Una tasa balanceada entre macro y micronutrientes es necesaria para asegurar un manejo estable del proceso. Después del carbón, el nitrógeno es el más requerido. Es necesario para la formación de enzimas que el metabolismo ejecuta. La relación C/N del sustrato es, por tanto, indispensable. Si esta relación es demasiado grande (mucho C y poco N), indica un metabolismo inadecuado ya que puede provocar que el carbón presente en el sustrato no sea completamente convertido, así el máximo rendimiento metano posible no será alcanzado. En caso contrario, un excedente de nitrógeno puede dirigir a la formación de cantidades excesivas de amonio (NH_3), que incluso en bajas concentraciones disminuirá el crecimiento de la bacteria y en el peor escenario, puede dirigir a un completo colapso de la población microorgánica total (Braun, R., 1982). Para que el proceso se ejecute sin interrupciones, la relación C/N, por lo tanto, necesita estar en el rango (10-30)/1. A parte del carbono y el nitrógeno, el fósforo y el azufre también son nutrientes esenciales. El azufre es una parte constituyente de aminoácidos, y los compuestos fosfóricos son necesarios para la formación de los portadores de energías ATP (Trifosfato de adenosina) y NADP (Nicotinamida Adenina Dinucleótido Fosfato). Para suministrar a los microorganismos con suficientes nutrientes, la relación C: N: P: S en el reactor debe ser 600:26:5:3 (Weiland, P., 2000).

Así como los macronutrientes, en un adecuado suministro de ciertas trazas de elementos es vital para la sobrevivencia de los microorganismos. La demanda de micronutrientes es generalmente satisfecha en la mayoría de las plantas de biogás de agricultura, particularmente cuando la planta es alimentada con excretas animales. Sin embargo, una diferencia en trazas de elementos es muy común en la monofermentación de

cultivos energéticos. Los elementos que requieren las arqueas metanogénicas son cobalto (Co), níquel (Ni), Molibdeno (Mo) y selenio (Se) y algunas veces también tungsteno (W). Ni, Co y Mo son necesarios en cofactores por reacciones esenciales en su metabolismo (Abdoun, E. et al, 2009, Bischoff, M, 2009). Magnesio (Mg), Hierro (Fe) y Manganeseo (Mn) también son micronutrientes importantes que son requeridos para el transporte de electrones y la función de ciertas enzimas.

La concentración de elementos traza en el reactor es por lo tanto una variable referente crucial. Una comparación de varios orígenes en la literatura en este tópico revela un sorprendente amplio rango de variación (a veces por un factor de hasta 100) en las concentraciones de elementos traza considerada esencial (Fanchagentur, 2012).

Elementos traza	Rango de concentración [mg/L]			
	Tomado de (Seyfried, C.F. et al. 1990)	Tomado de (Preibler, D., 2009)	Tomado de (Bischoff, M, 2009) ^a	Tomado de (Bischoff, Manfred, 2009) ^b
Co	0.003-0.06	0.003-10	0.06	0.12
Ni	0.005-0.5	0.005-15	0.006	0.015
Se	0.08	0.08-0.2	0.008	0.018
Mo	0.005-0.05	0.005-0.2	0.05	0.15
Mn	n.s.	0.005-50	0.005-50	n.s.
Fe	1-10	0.1-10	1-10	n.s.

a. Concentración mínima absoluta en Plantas de Biogás. b. Concentración optima recomendada.

Tabla 14 **Tabla 9.3.1. Concentraciones favorables de elementos traza de acuerdo con varios orígenes de referencia (Fanchagentur, 2012).**

Los rangos de concentración dados en la tabla 9.3.1 solo son parcialmente aplicables a plantas de biogás de agricultura, porque en algunos casos los estudios descritos en estas fuentes se llevaron a cabo en el sector de aguas residuales bajo diferentes condiciones iniciales y usando diferentes métodos de investigación. Además, los diferenciales de estos rangos son extremadamente amplios y muy poco detalle es dado de condiciones de procesos prevalecientes (tasa de carga orgánica, tiempo de retención, etc.). Los elementos traza, pueden formar compuestos pobremente solubles con fosfato, carbonato y sulfuro libres en el reactor, en tal caso ellos ya no están disponibles para los microorganismos. En análisis de concentraciones de elementos traza en la alimentación (materia prima) puede, por tanto, proporcionar información no confiable acerca de la disponibilidad de elementos traza, ya que simplemente determina la concentración total. Consecuentemente,

tanta cantidad de elementos traza tienen que ser agregados al proceso que debería ser necesario simplemente para compensar una concentración deficiente. Cuando se determinan los requerimientos, siempre es necesario tomar en cuenta la concentración de elementos traza de los sustratos. Es bien conocido de análisis de concentración de elementos traza de varios alimentos animales que ellos están sujetos a fluctuación considerable. Esto hace extremadamente difícil optimizar la dosis de elementos traza en situaciones donde hay una deficiencia (Fanchagentur, 2012).

Sin embargo, para prevenir una sobredosis de elementos traza, la concentración de micronutrientes en el digestor debe ser determinado antes que los elementos traza sean agregados. La sobredosis puede resultar en concentración de metales pesados en el digestato (residuo de la fermentación) excediendo el límite permisible para usos en la agricultura, en tal caso, el digestato no puede ser usado como fertilizante orgánico (Fanchagentur, 2012).

Nutriente	g/kg SSV	g/kg DQO (B)
Nitrógeno	80-120	55-85
Fósforo	10-25	7-18
Azufre	10-25	7-18
Hierro	5-15	4-11

Tabla 15 **Tabla 9.3.2. Rangos de concentración de nutrientes necesarios para el correcto crecimiento de las bacterias anaerobias (Henze, 1995).**

El proceso anaerobio se caracteriza, frente a procesos aerobios, por los bajos requerimientos de nutrientes, debido fundamentalmente a los bajos índices de producción de biomasa. A pesar de ello, la biomasa necesita para su desarrollo el suministro de una serie de nutrientes minerales, además de una fuente de carbono y de energía. Para determinados procesos necesita, además, compuestos orgánicos especiales, como vitaminas. Los principales nutrientes del sistema anaerobio son nitrógeno, sulfuro, fósforo, hierro, cobalto, níquel, molibdeno, selenio, riboflavina y vitamina B12 (Speece, 1987). Los valores mínimos necesarios para el correcto crecimiento de los microorganismos se muestran en la Tabla 9.3.2 (Henze, 1995). Otros autores han expresado las necesidades de nitrógeno y fósforo en función de la concentración de carbono de la alimentación, considerándose que la relación C;N debe oscilar entre 15-30:1, y la C/P de 75-113:1 (Speece, 1987).

9.4. pH y Alcalinidad

El valor de pH es la medida de la acidez/alcalinidad de una solución (respectivamente de la mezcla del sustrato, en el caso de AD) y es expresada en partes por millón (ppm). El valor de pH del sustrato de AD influye en el crecimiento de los microorganismos metanogénicos y afecta la disociación de algunos compuestos importantes para el proceso AD (amoníaco, sulfuro, ácidos orgánicos). La experiencia muestra que la formación de metano toma lugar dentro de un relativamente estrecho intervalo de pH, en torno a la neutralidad, con un óptimo intervalo de 7.0-8.0 para la mayoría de metanógenos. Los microorganismos acidógenos usualmente tiene valores más bajos (Teodorita et al., 2008).

El intervalo óptimo de pH para la digestión mesofílica está entre 6.5 y 8.0 y el proceso es severamente inhibido si el valor de pH cae por debajo de 6.0 o sube por arriba de 8.3. La solubilidad del dióxido de carbono en agua decae con el incremento de la temperatura. El valor de pH en digestores termofílicos es por lo tanto mayor que en los mesofílicos, así, el dióxido de carbono se disuelve en forma de ácido carbónico por reacción con agua (Teodorita et al., 2008).

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad para su correcto desarrollo, aunque permiten cierta oscilación (Clark y Speece, 1989), pero pueden aparecer problemas si cae por debajo de 6 o sube por encima de 8,3 (Lay et al., 1997). Parece ser que el pH afecta fundamentalmente a la actividad enzimática de los microorganismos, mediante: cambios de estado de los grupos ionizables de las enzimas como el carboxilo y el amino; alteración de los componentes no ionizables del sistema, como por ejemplo el sustrato; y desnaturalización de la estructura proteica de las enzimas (Clark y Speece, 1989).

El valor de pH puede ser incrementado con amoníaco, producido durante la degradación de proteínas o por la presencia de amoníaco en la corriente de alimentación, mientras la acumulación de VFA baja el valor de pH.

El valor de pH en reactores anaeróbicos es principalmente controlado por sistemas tampón (Buffer) de bicarbonato. Por lo tanto, el valor de pH dentro del digestor depende de la presión parcial del CO₂, de la concentración alcalina y de los compuestos ácidos en la fase líquida. Si hay acumulación de base o formación de ácido, la capacidad tampón contrarresta esos cambios en pH, hasta un cierto nivel. Cuando la capacidad tampón del sistema es superada, drásticos cambios en el valor de pH ocurren, completamente inhibiendo el proceso AD. Por esta razón, el valor de pH no es recomendado como un parámetro de monitoreo único del proceso (Teodorita et al., 2008).

La capacidad tampón del sustrato AD puede variar. Experiencias de Dinamarca muestran que la capacidad tampón del estiércol de ganado varía con la estación, posiblemente influenciadas por la composición del desecho alimentado. El valor de pH de estiércol animal doméstico es, por lo tanto, una variable que es difícil

usar para identificación del proceso fuera de equilibrio, así, los cambios varían poco y muy lentamente. En esto, sin embargo, es importante notar que el valor de pH puede ser una rápida, relativamente confiable y barata forma de registrar el desequilibrio en más sistemas débilmente amortiguados, tales como AD de varios tipos de aguas de desecho (Teodorita et al., 2008).

El pH es, además, una importante variable de diagnóstico de los sistemas anaerobios, pues muchos fenómenos tienen influencia sobre el mismo. Ejemplos clásicos son las sobrecargas orgánicas, o la presencia de un inhibidor de la etapa metanogénica, que pueden provocar desequilibrios entre la producción y el consumo de ácidos grasos volátiles, produciendo la acumulación de éstos y el consiguiente descenso del pH “acidificación del reactor”. En cualquier caso, el pH no se considera una buena variable de control por resultar demasiado lenta: una vez detectada una variación importante del pH, el fracaso del sistema puede ser ya irreversible (Iza, 1995). Por ello se consideran otras variables como mejores indicadores del estado del proceso anaerobio, como la producción de biogás y su contenido en metano (Hill y Holmberg, 1988), el contenido de ácidos grasos volátiles o la relación entre ellos (Hill et al., 1987; Ahring et al., 1995), la presión parcial de hidrógeno, o indicadores basados en el número de bacterias o actividad bacteriana (Angelidaki y Ahring, 1997b). El pH es, además, un importante modulador del sistema, puesto que influye en varios equilibrios químicos, pudiendo desplazarlos hacia la formación de una determinada componente que tenga influencia en el proceso. Por ejemplo, altos pH favorecen la formación de amoníaco libre, auténtico inhibidor de la fase metanogénica (Zeeman et al., 1985).

En función de la alcalinidad del medio, la bajada de pH será más o menos rápida. En residuos ganaderos, que presentan altas alcalinidades, la bajada de pH será poco importante incluso aunque se produzcan importantes acumulaciones de ácidos. La alcalinidad al bicarbonato debe mantenerse por encima de 2500 mg/L para asegurar la estabilidad del digestor (Fannin, 1987).

Aunque el rango de pH óptimo para alcanzar la máxima eficiencia en la fermentación anaeróbica de la materia orgánica puede variar el proceso de digestión bacteriana produce biogás a valores de pH entre 6.7 y 7.5, un medio prácticamente neutro. El pH se mantiene en ese rango, solo si el biodigestor está operando correctamente. Si el pH se torna muy ácido, la acción de las bacterias metanogénicas se inhibe aumentando la proporción de gas carbónico en el biogás. Las causas por las cuales se puede acidificar la fase líquida contenida dentro del digestor son:

- Un cambio excesivo de la carga.
- El permanecer por largo tiempo sin recibir carga.
- La presencia de productos tóxicos en la carga.
- Un cambio amplio y repentino de la temperatura interna.

En algunos casos la acidez puede corregirse adicionándole agua con cal a la fase líquida.

El proceso de biogás usualmente corre mejor a valores de pH neutros o ligeramente arriba del neutro. Mantener los valores de pH estables y neutros requiere que los procesos tengan una alcalinidad relativamente alta y constante. La alcalinidad es una medida de la cantidad sustancias alcalinas (básicas) en el proceso de biogás. Cuanto mayor sea la alcalinidad mayor será la capacidad tampón en el proceso, lo que a su vez promueve un valor estable de pH. La alcalinidad consiste principalmente de iones bicarbonato que están en equilibrio con el dióxido de carbono (Ecuación 9.4.1). Los iones dióxido de carbono y carbonado también contribuyen a la alcalinidad. La descomposición de sustratos ricos en nitrógeno con alta proporción de proteínas y aminoácidos pueden incrementar la alcalinidad, ya que el amoniaco liberado puede reaccionar con dióxido de carbono disuelto para formar bicarbonato de amonio (Schnürer A., Jarvis A., 2010).



CO_2 = Dióxido de Carbono; H_2CO_3 = Acido Carbónico; HCO_3^- = Bicarbonato; CO_3^{2-} = Carbonato

Ecuación 9.4.1. Dióxido de Carbono en equilibrio con Acido Carbónico y Carbonatos (Gerardi 2003).

La Alcalinidad del proceso de biogás puede ser medida tanto como alcalinidad total (TA), como alcalinidad de bicarbonato (BA). La BA para procesos estables usualmente varía en el rango de 3000 a 15000 mg de HCO_3^- /litro. A menudo, la digestión de varios materiales orgánicos tales como cultivos y residuos de mataderos, resulta en mayor alcalinidad que en procesos en los cuales solo lodos residuales son tratados (VAV P42 1981, Nordberg et al 2007, personal communication Halina Rybczynski, Kamlar Biogás AB).

Baja alcalinidad puede ser debida al proceso de producción de ácido siendo demasiado alto en relación a la capacidad de producción de metano. Esto es especialmente común en la puesta en marcha, durante las fluctuaciones de sobrecarga y temperatura, o si los microorganismos están sujetos a sustancias tóxicas que inhiben su actividad. Por otro lado, una alcalinidad que es demasiado alta puede conducir a la liberación de amoniaco e inhibir los productores de metano. El límite crítico para esto puede variar entre diversos procesos dependiendo del grado al cual los microorganismos en el proceso se adapten a altas concentraciones de amoniaco. Si la alcalinidad del proceso de biogás es inestable, esto debe ser considerado un signo de peligro para cambios del pH y la causa debe ser determinada. Un bajo pH solo dice que las perturbaciones ya tuvieron un efecto, ya que una brusca disminución solo ocurre cuando la mayoría de alcalinidad es consumida. Esto significa que a menudo es más fácil ajustar temporalmente el pH en un proceso de biogás que permanentemente altera la alcalinidad. La alcalinidad y el pH pueden ser ajustados en el proceso de biogás por adición de varios agentes estabilizantes (Schnürer A., Jarvis A., 2010).

9.5. Temperatura

La velocidad de crecimiento de los microorganismos responsables del proceso anaerobio aumenta con la temperatura (van Lier et al., 1993). Se definen tres rangos de temperatura para clasificar los sistemas: psicrófilico, por debajo de 20°C, o a temperatura ambiente; mesófilico, entre 30-40°C, y termófilico entre 50 y 65°C. El rango mesófilico es el más utilizado, pese a que el termófilico presenta ciertas ventajas, como la mayor rapidez, la higienización del residuo, eliminación de larvas, semillas de malas hierbas, organismos patógenos (Ahring, 1995), mayor hidrólisis de partículas (Gallert et al., 1998). Sin embargo, el rango termófilico puede ser más inestable, sobre todo por la mayor toxicidad de determinados compuestos a altas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal (Hashimoto, 1986; Gallert et al., 1998) o los ácidos grasos de cadena larga (Hwu et al., 1997).

La mayoría de las bacterias metanogénicas digieren la materia orgánica más eficientemente en el rango mesófilico que puede ser alcanzado por la fase líquida, no solamente por efecto de la temperatura ambiental, sino también porque la temperatura interna se incrementa debido a la generación de calor ocurrida durante la fermentación de la materia orgánica (proceso exotérmico). Debido a esto, a medida que disminuye la temperatura ambiental por efecto de la altura es conveniente recolectar el agua del lavado de las instalaciones pecuaria y sanitarias del hogar cuando se van a utilizar en la alimentación del digestor, bien durante las horas más cálidas del día o bien realizando el lavado con agua tibia utilizando parte del biogás o calentadores solares para ello.

La estabilidad de la temperatura es decisiva para la AD. En la práctica, la temperatura de operación se elige en consideración a la materia prima utilizada y la temperatura de proceso necesaria es usualmente dada por el sistema de calentamiento del piso o la pared, dentro del digestor. La figura 9.5.1, muestra la velocidad relativa de rendimiento del biogás dependiendo de la temperatura y el tiempo de retención (Teodorita et al., 2008).

Muchas plantas modernas de biogás operan a temperaturas de proceso termófilico ya que el proceso termófilico da muchas ventajas, comparado a los procesos psicrófilico y mesófilico (Teodorita et al., 2008):

- Efectiva destrucción de patógenos.
- Alta tasa de crecimiento de bacteria metanogénica a temperatura alta.
- Tiempo de retención reducido, haciendo el proceso más rápido y más eficiente.
- Digestibilidad y disponibilidad mejoradas de sustratos.
- Mejor degradación de sustratos sólidos y mejor utilización de sustrato.
- Mejor posibilidad para la separación líquida y fracciones sólidas.

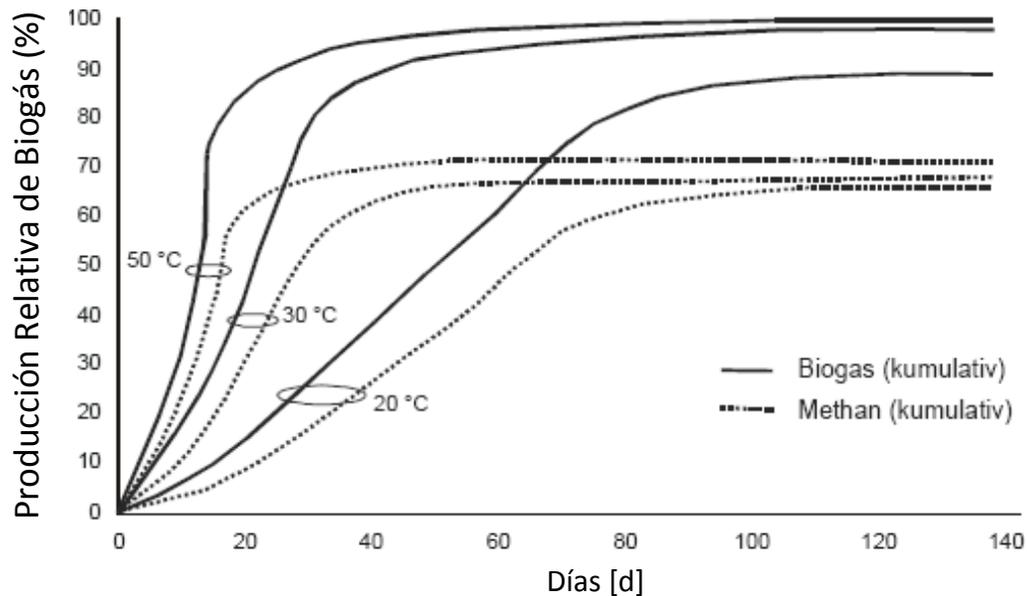


Figura. 9.5.1. Rendimiento Relativo del Biogás, dependiendo de la Temperatura y el Tiempo de Retención (LFU 2007).

El proceso termofílico también tiene algunas desventajas (Teodorita et al., 2008):

- Mayor grado de desbalance.
- Mayor energía demandada debido a la alta temperatura.
- Mayor riesgo de inhibición amoniacal.

La temperatura de operación influye en la toxicidad de amoníaco. La toxicidad amoniacal incrementa con el incremento de la temperatura y puede ser disminuida con el decremento de la temperatura del proceso. Sin embargo, cuando cae la temperatura a 50°C o menos, la tasa de crecimiento de los microorganismos termofílicos caerá drásticamente y un riesgo de desastre por contaminación microbiológica puede ocurrir, debido a una tasa de crecimiento menor al HRT real (ANGELIDAKI 2004). Esto significa que un digestor termofílico en buen funcionamiento puede ser cargado en mayor grado y operado a un menor HRT que un mesofílico, por ejemplo, debido a la tasa de crecimiento de organismos mesofílicos (figura 9.5.2). La experiencia muestra que a mayor carga o menor HRT, un digestor termofílico operado tiene mayor rendimiento de gas y mayor tasa de conversión que un digestor mesofílico.

La solubilidad de varios compuestos (NH_3 , H_2 , CH_4 , H_2S y VFA) también depende de la temperatura (Tabla 9.5.3). Esto puede ser de gran ayuda para materiales que tienen un efecto inhibitor en el proceso.

La viscosidad del sustrato AD es inversamente proporcional a la temperatura. Esto significa que el sustrato es más líquido a altas temperaturas y la difusión de material disuelto es por tanto facilitada. La operación a temperaturas termofílicas resulta en tasas de reacción química más rápidas, por tanto, mejor eficiencia de producción de metano, mayor solubilidad y menor viscosidad (Teodorita et al., 2008).

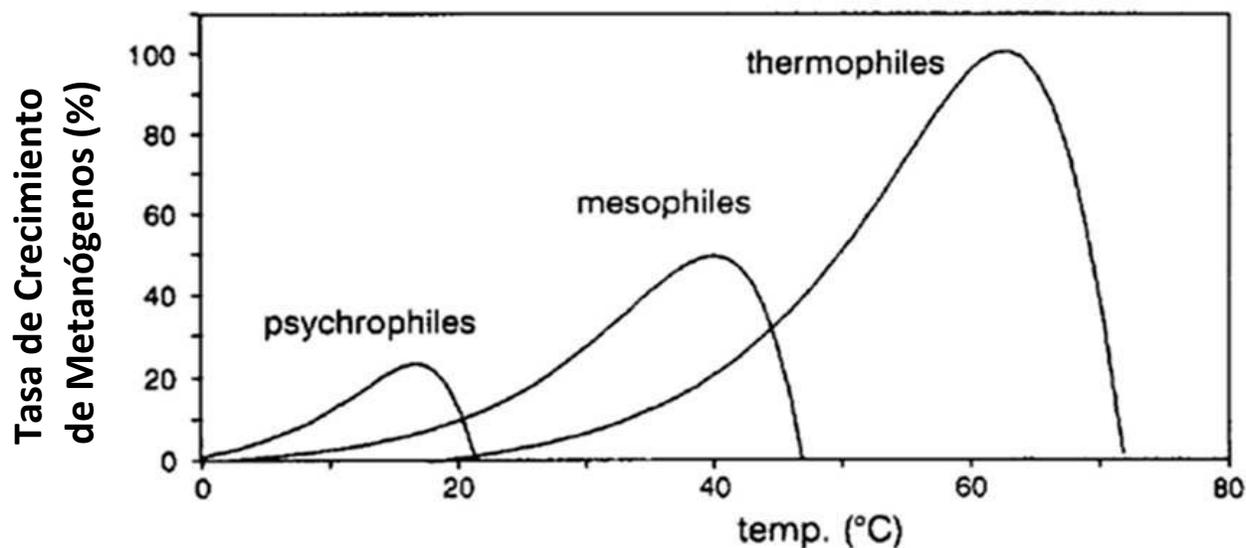


Figura 9.5.2. Tasa de Crecimiento Relativo de Metanógenos (ANGELIDAKI 2004)

Gas	Temperatura (°C)	Solubilidad mmol/L agua	Cambio a la 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	

Tabla 16Tabla 9.5.3. Relación entre Temperatura y Solubilidad en Agua de algunos gases (ANGELIDAKI 2004).

La mayor demanda de energía en el proceso termofílico es justificada por el mayor rendimiento de biogás. Es importante mantener una temperatura constante durante el proceso de digestión, ya que los cambios de temperatura o fluctuaciones afectaran la producción de biogás negativamente. Las bacterias termofílicas son más sensibles a fluctuaciones de temperatura de +/- 1°C y requiere mayor tiempo para adaptarse a una nueva temperatura, para alcanzar la máxima producción de metano. Las bacterias mesofílicas son menos sensibles, fluctuaciones de temperatura de +/-3°C son toleradas, sin reducciones significantes en producción de metano (Teodorita et al., 2008).

9.5.1. Digestión Mesofílica

El rango mesofílico yace entre 25°C y 40°C, pero la producción de biogás solo puede ser mantenida si las temperaturas no caen por debajo de 32°C (Gerardi 2003). Los productores de metano crecen más lentamente a temperaturas más bajas. La temperatura óptima para productores mesofílicos de metano esta alrededor de (35-37)°C. Si la temperatura cae por debajo de la temperatura óptima, los organismos fermentativos que son menos sensibles a las fluctuaciones de temperatura continúan produciendo varios ácidos grasos y alcoholes. Ya que los productores de metano ya no son tan activos, no pueden digerir todos los productos de fermentación formados. Por lo tanto, estos acumulan rápidamente con el resultado de que el pH cae y el proceso se detiene (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

9.5.2. Digestión Termofílica

A temperaturas entre 40°C y 50°C, los productores termofílicos de metano son desactivados y cerca de 42°C muchos mesófilos mueren, aunque sobreviven microorganismos termotolerantes (Gerardi 2003, Madigan and Martinko 2006, Wagner and Wiegel 2008). Estudios han demostrado que aproximadamente el 10% de la flora microbiana en un proceso mesofílico puede consistir de especies termofílicas (Chen 1983). La temperatura, sin embargo, puede alcanzar cerca de 50°C antes que los termófilos tomen el control a plena potencia. El rango Termofílico para el proceso de biogás esta entre 50°C y 60°C, y la temperatura de trabajo de plantas de biogás que usan digestión termofílica está usualmente entre 50°C y 55°C. El calor causa que los microorganismos sean del (25-50) % más activos que en la digestión mesofílica (Gerardi 2003).

9.5.3. ¿Qué temperatura debe ser seleccionada?

Mesofílico o termofílico: ¿Qué proceso es preferible? Generalmente, el proceso es más rápido a más alta temperaturas. El calor hace que los microorganismos trabajen más rápido, siempre que las especies que se agreguen se adapten a este clima. Muchos de los materiales son descompuestos en menos tiempo y el volumen del tanque de digestión puede ser reducido comparada a si la misma cantidad de material fuera digerida a más bajas temperaturas (Duran and Speece 1997, Edström and Nordberg 2004). A más altas temperaturas también se puede incrementar la disponibilidad de ciertos compuestos orgánicos debido a que la solubilidad generalmente incrementa con el incremento de la temperatura. Como resultado de la solubilidad incrementada, la viscosidad de ciertos materiales puede ser más baja en condiciones termofílicas, facilitando la mezcla (van Lier 1995, Ryan 2008). Otra ventaja de la digestión termofílica es que la alta temperatura proporciona sanitización natural de los materiales; microorganismos patógenos no deseados tales como

Salmonella son destruidos más eficientemente a temperaturas más altas (Sahlström 2003). El tiempo que el material es expuesto a las altas temperaturas es crítico, para determinar si es posible alcanzar sanitización adecuada.

Sin embargo, con digestión termofílica, lo necesario para el calentamiento del tanque de digestión y los sustratos es mayor en comparación con la digestión mesofílica. Por otro lado, las plantas de digestión que sanitizan a la entrada el sustrato a 70°C, tienen un excedente de calor más alto que crea una mayor necesidad para enfriar el sustrato antes de la carga al proceso mesofílico, en comparación con el proceso termofílico (Schnürer A. and Jarvis A. 2010).

Las condiciones termofílicas también pueden hacer el proceso más sensible a perturbaciones (Zinder 1986, Ryan 2008). Esto es debido a que la temperatura óptima de los microorganismos es parcialmente cercana a la temperatura máxima a la cual muchos microorganismos mueren o llegan a ser inactivos. Incrementando algunos grados la temperatura puede conducir a una perturbación del proceso. Disminuyendo algunos grados la temperatura no perturba tanto el proceso, sino incluso esto puede conducir a un desbalance entre la fermentación y la formación de metano. Otra explicación de la facilidad con que se puede alterar el proceso termofílico es que, debido a la mayor tasa de descomposición, responde a los elementos tóxicos más rápidamente. Por ejemplo, la inhibición amoniacal ocurre más rápidamente, en términos estrictamente químicos, a temperaturas de digestión más altas, ya que es liberado más amoníaco cuando se incrementa la temperatura. El amoníaco está en equilibrio con el agua en forma soluble, el amonio, que es inofensivo para los microorganismos. Cuando la temperatura crece, este equilibrio cambia constantemente a amoniaco gaseoso (Aylward and Findlay 1994, ver capítulo 3). La experiencia de algunas plantas suecas muestra que la digestión a temperaturas termofílicas más bajas (alrededor de [50-51]°C) puede tener un efecto positivo en la digestión de material rico en nitrógeno (personal communication, Pernilla Bratt, Municipality of Skövde).

En general, hay menos especies de microorganismos presentes y activas en termofílico, comparado a digestión mesofílica (Levén et al 2007). Por lo tanto, el proceso mesofílico a menudo involucra una gran diversidad de organismos y por lo tanto puede ser más estable y mejor equipado para adaptarse a cambios. Una gran diversidad de organismos puede también ser la explicación por la cual los procesos mesofílicos pueden tener un mejor grado de descomposición de algunas impurezas orgánicas que en los procesos termofílicos (Levén and Schnürer 2005, Levén et al 2005). El número total de microorganismos activos puede ser tan grande en un termofílico como en un proceso mesofílico (Nordberg et al 1999). La biomasa microbiana formada por cantidad de sustrato es ligeramente menor para termofílico comparado a microorganismos mesofílicos (van Lier 1995, Duran and Speece 1997), lo cual puede resultar en una cantidad menor de lodos producidos en exceso por procesos termofílicos (Zinder 1986).

Rango de Temperatura	Temperatura (°C)
Psychrophilico	4-25
Mesophilico	25-40
Thermophilico	50-60
Hypertermophilico	> 65

Tabla 17Tabla 9.5.3.1. Rango de temperatura para productores de metano (basada en Gerardi 2003, Edström and Nordberg 2004, tomada de Schnürer A. and Jarvis A. 2010).

9.5.4. Temperatura modificada

Cada proceso de biogás desarrolla su propia flora microbiana que es adaptada a las condiciones prevalentes. Los microbios que están presentes interactúan y desarrollan una comunidad de microorganismos que funcione y sea única en el ambiente. Por supuesto, toma algún tiempo por cada flora para ser establecida, pero también toma tiempo para los cambios y adaptación a nuevas condiciones. Este es especialmente el caso considerado que responde a microorganismos con fluctuaciones de temperatura. Un proceso mesofílico puede adaptarse a temperatura mesofílica, pero tal adaptación toma tiempo. Los organismos termofílicos, que a menudo están presentes en pequeñas cantidades (cerca del 10% de la flora total, Chen 1983), tienen que lograr crecer, mientras que muchas de las especies formalmente activas gradualmente son eliminadas o inactivadas por la alta temperatura. Un incremento cercano a un grado por día puede ser una guía para ajustar un proceso a mayores temperaturas, aunque hay ejemplos descritos en la literatura donde altas tasas de incremento de temperatura han sido trabajadas (Dinsdale et al 1997, Pender 2000, Philpott 2001). Con todos los cambios es importante iniciar de un proceso estable, por ejemplo, con respecto a la alcalinidad.

El sustrato y los tipos de proceso pueden también tener un impacto en cómo el proceso manipula los incrementos de temperatura de un mesofílico a un ambiente termofílico. En un experimento de laboratorio con digestión de lodos de desechos, Bouskova et al (2005) encontró que un incremento instantáneo en la temperatura de 37°C a 55°C inicialmente causa una poderosa perturbación. Sin embargo, el proceso se recuperó completamente después de 30 días, mientras que cuando el incremento correspondiente se llevó a cabo en etapas tomó 70 días antes del adapte del proceso a condiciones termofílicas. Sin embargo, basado en la digestión de cultivos energéticos, Lindorfer et al (2008) sugiere que incrementos pequeños en la temperatura son probablemente mejores, permitiendo a los organismos adaptarse a mayores temperaturas.

Puede ser más difícil cambiar de termofílica a temperaturas de digestión mesofílica manteniendo producción de biogás. A menudo a muy pocas especies mesofílicas presentes en un proceso termofílico, debido a que las altas temperaturas las eliminan. Por lo tanto, si la temperatura es disminuida, ningún especialista debería encontrar un rango mesofílico que pudiera crecer y trabajar óptimamente a temperaturas más bajas. Las especies mesofílicas pueden sobrevivir a temperatura disminuidas, pero luego trabajarán más lentamente, debido a que las condiciones no son óptimas (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

9.6. Oxígeno

Los arqueo-metanogénicos se encuentran entre los más antiguos organismos vivos en el planeta, y vienen a ser de tres a cuatro mil millones de años atrás, mucho antes de que se formara la atmosfera tal cual la conocemos. Incluso ahora, por lo tanto, estos microorganismos aún dependen de un entorno sin oxígeno. La mayoría de las especies son eliminadas incluso por cantidades pequeñas de oxígeno. Como una regla, sin embargo, es imposible evitar completamente la introducción de oxígeno en el digestor. Razón por la cual la actividad de las arqueo metanogénicas no se inhibe inmediatamente o porque, en el peor de los casos, no todas ellas mueren, ya que en ellas coexisten bacterias que consumen oxígeno de las etapas anteriores de degradación (Kaltschmitt et al., 2001), (Braun R., 1982). Algunas de ellas son las que se conocen como bacterias anaeróbicas facultativas. Estas son capaces de sobrevivir tanto bajo la influencia de oxígeno como en plena ausencia de oxígeno. Siempre que la carga de oxígeno no sea demasiado alta, ellas consumen el oxígeno antes del daño de las arqueo metanogénicas, que son totalmente dependientes de ambientes libres de oxígeno. Como regla, por lo tanto, el oxígeno atmosférico introducido en el espacio de gas del digestor con propósitos de desulfuración biológica no tiene un impacto en detrimento de la formación de metano (Weiland, P., 2001).

Desde el punto de vista biológico una subdivisión estricta de los procesos en húmedo y estado sólido (seco) la digestión es engañosa. Siempre que los microorganismos involucrados en el proceso de digestión requieran un medio líquido en el cual sobrevivan y crezcan.

Los malentendidos también surgen repentinamente cuando se define el contenido de materia seca de la masa fresca que ha de ser digerida, ya que es práctica común usar variedad de sustratos diferentes (materia prima) cada cual con un contenido diferente de materia seca. En este contexto, debe estar claro para el operador que no es el contenido de materia seca de los sustratos individuales lo que determina la clasificación de los procesos sino el contenido de materia seca de la mezcla de los sustratos alimentados en el digestor (Fanchagentur, 2012). La clasificación en digestión húmeda y seca, por lo tanto, depende del contenido de

materia seca, la cual es contenida en el digestor. De nuevo debe ser señalado que en ambos casos los microorganismos requieren suficiente agua en su ambiente inmediato.

Aunque no hay definición precisa de la línea de división entre la digestión húmeda y seca, en la práctica se ha vuelto costumbre hablar de digestión húmeda usando cultivos energéticos con un contenido seco de materia de hasta aproximadamente el 12% en el digestor, debido a que el digestato contenido en el digestor es aún bombeable con esta cantidad de agua. Si el contenido de materia seca en el digestor crece a (15-16)% o más, el material usualmente ya no es bombeable y el proceso es referido como digestión seca (Fanchagentur, 2012).

10. PARÁMETROS OPERACIONALES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

10.1. Tasa de Carga Orgánica (OLR)

La descomposición biológica de materia orgánica ocurre continuamente en un proceso de biogás. Si ningún material es agregado el proceso gradualmente se detiene. Carga es un término que indica la cantidad de material nuevo que es agregado al proceso por unidad de tiempo. Usualmente se conoce como carga orgánica o tasa de carga orgánica (OLR). En este caso es importante conocer los sólidos secos (DS) y la materia orgánica (VS [Sólidos Volátiles]) contenida en el sustrato para dar al proceso de biogás la correcta velocidad de carga. Los sólidos secos son el material remanente cuando toda el agua es secada, mientras que VS indica la parte de carga orgánica de los sólidos secos (Schnürer A. y Jarvis A., 2010).

La carga debe ser medida a la flora microbiana activa. Es común empezar un nuevo proceso con una baja carga, por ejemplo, 0.5 kg de materia orgánica por m³ del tanque de digestión por día, y luego sucesivamente incrementarla como el crecimiento microbiano (Angelidaki et al 2006).

A veces puede tomar varios meses antes que la carga deseada sea alcanzada. Esto mayormente puede ser explicado por el bajo crecimiento de microorganismos anaeróbicos. Por ejemplo, como previamente fue mencionado, los microorganismos productores de metano tienen una duplicación de tiempo de varios días. Si una gran cantidad de sustrato es repentinamente agregado al inicio de un proceso, simplemente hay muy pocos microorganismos capaces de absorber esta cantidad de “alimento”. Un exceso de material no descompuesto, tal como diferentes ácidos grasos, es acumulado. Esto, en cambio, resulta en una reducción en pH y la creación de un desequilibrio en la cadena de descomposición total. El proceso ya no es estable (Schnürer A. y Jarvis A., 2010).

La construcción y operación de una planta de biogás es una combinación de consideraciones técnicas y económicas. Obteniendo el máximo rendimiento de biogás, para una completa digestión del sustrato, requeriría un gran tiempo de retención del sustrato dentro del digestor y un correspondiente gran tamaño del digestor. En la práctica, el cambio de diseño del sistema (tamaño y tipo de digestor) o del tiempo de retención aplicable es siempre basado en un compromiso entre alcanzar el más alto rendimiento posible de biogás y tener justificable el plan económico. En este caso, la carga orgánica es un importante parámetro operacional, que indica cuanta materia húmeda orgánica puede ser alimentada en el digestor, por unidad de volumen y tiempo, de acuerdo con la ecuación 10.1.1.

$$B_R = \frac{m * c}{V_R * 100} [kg VS m^{-3} d^{-1}]$$

Ecuación 10.1.1. Cálculo de Carga Orgánica (Fanchagentur, 2012).

Dónde:

B_R : carga orgánica [kg VS/(d*m³)]

m : masa de sustrato alimentada por unidad de tiempo [kg/d]

c : concentración de materia orgánica [%]

V_R : volumen del digestor [m³]

La tasa de carga orgánica puede ser especificada por cada estado (Tanque hermético, aislado y calentado), para el sistema como un todo (Volumen total de trabajo de todos los estados) y con o sin la inclusión de recirculación de material. Cambiando las variables de referencia puede conducir algunas veces a resultados ampliamente diferentes para la tasa de carga orgánica de la planta. Para obtener la más significativa comparación de la tasa de carga orgánica de varias plantas de biogás es aconsejable determinar este parámetro para todo el sistema sin considerar material de recirculación, en otras palabras, exclusivamente para sustrato fresco.

Las excretas sólidas (estiércol) contienen en promedio, 15% de materia seca y estas deben ingresar al biodigestor como una suspensión en agua con aproximadamente 3% de materia seca, esto implica una mezcla de cuatro (4) partes del agua de lavado por una (1) parte de estiércol fresco.

Si la humedad es excesivamente baja se disminuye la actividad de los microorganismos y el proceso es más lento. El contenido de humedad dependerá de las materias primas empleadas.

La velocidad de carga orgánica es la cantidad de materia orgánica introducida diariamente en el reactor por unidad de volumen. Depende de la composición del sustrato y del tiempo de retención. Un aumento repentino de la carga orgánica puede provocar una sobrecarga. Los valores normales para residuos ganaderos y fracción orgánica de residuos sólidos están entre 2 y 4 g SV/L·d (E. Campos et al., 2001).

10.2. Adaptación al Sustrato y la Temperatura

La tasa a la cual la carga puede ser incrementada y por cuanto, depende en parte del sustrato. Los sustratos que consisten en materiales fácilmente degradables, tal como el agua en un proceso de la industria alimenticia, que es alta en azúcar o almidón, son más fáciles de digerir para los microorganismos, mientras el material vegetal rico en fibra es menos apetecible y requiere un mayor periodo de ajuste. Por otro lado, materiales fácilmente degradables causan problemas con la acumulación de ácidos grasos debido a que la degradación es demasiado rápida. También puede ser necesario agregar sustrato rico en nitrógeno, tal como menudencias ricas en proteínas, en pequeñas proporciones (es decir, a baja carga), entre otras cosas, para evitar la formación de grandes cantidades de amoníaco y sulfuro de hidrógeno. Otro prerrequisito para una adaptación rápida es que el sustrato no contenga sustancias que sean tóxicas para los microorganismos, tales como metales pesados o variedad de contaminantes orgánicos. Aquí el operador tiene que proceder a prueba y error, que es incrementar la carga sucesiva y continuamente para asegurar que el proceso responde a la carga incrementada con un correspondiente incremento en la producción de metano mientras se mantiene la estabilidad en la forma de valores neutros del pH, etc. Solo entonces es posible subir la carga a otro paso (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

Después de la fase de inicio, un proceso de biogás termofílico que funciona bien generalmente puede ser cargado con más materia orgánica, en el orden de (4-5) kg VS/m³ del tanque de digestión por día, luego a proceso mesofílico que normalmente tiene una carga cercana a (2-3) kg VS/m³ del tanque de digestión por día. Incluso cargas mayores pueden ser posible. Durante digestiones secas termofílicas en pruebas de laboratorio con sorgo y celulosa, Richards et al (1991) alcanzaron una carga de 24 kg VS/m³ del tanque de digestión por día, que está entre las cargas más altas reportadas en la literatura. En otras pruebas de laboratorio, la eficiente digestión termofílica de desechos alimenticios fue alcanzada con una carga de 13.5 kg VS/m³ del tanque de digestión y un tiempo de retención de 10 días. En experimentos correspondientes con digestión mesofílica de desechos alimenticios, se logró una carga de 6 kg VS/m³ del tanque de digestión a un tiempo de retención de 20 días (Figura 10.2.1; Nordberg et al 1999). Sin embargo, la adición de desespumantes fue necesaria para el proceso mesofílico. El potencial de carga depende de la naturaleza de los materiales y los microorganismos que están activos en el proceso específico. Con sustratos ricos en agua, con una baja concentración de VS puede ser difícil alcanzar suficientemente altas cargas usando el volumen del tanque de digestión disponible, mientras se mantiene económicamente justificable. Por ejemplo, esto puede aplicar a lodos de depuradoras municipales e industriales que tienen las características de un líquido, con un contenido de sólidos secos de solo (3-6) %. Deshidratando (espesando) el sustrato puede llegar a ser necesario incrementar la proporción de material orgánico antes de ser agregado al proceso (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

Cuando el proceso alcanza la carga deseada, es importante continuar con el mismo patrón de entrada. La tasa de carga orgánica debe ser mantenida tan constante como sea posible sobre el tiempo y no variar más de (10-15) % por semana. También es deseable no variar demasiado la composición del sustrato entrante debido a que los microorganismos en el proceso se adaptan a la entrada del material. Generalmente, es más fácil para los microorganismos manipular el nuevo material poco a poco, y, por lo tanto, es ventajoso si el sustrato puede ser agregado al proceso en pequeñas proporciones distribuidas uniformemente en el tiempo. Si el sustrato tiene un alto contenido de agua, como lodos o lodos de aguas residuales, es más fácil lograrlo bombeando los materiales de forma más o menos continuo durante el proceso (aprox. 20 veces/día). Por otro lado, puede ser más difícil lograr una carga uniforme durante muchos días con sustratos con alto contenido de sólidos secos, como materiales vegetales o desechos alimenticios. A veces puede ser ventajoso diluir sustratos “secos” para facilitar la carga, por ejemplo, para agregar lodo o líquido que retorna del proceso (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

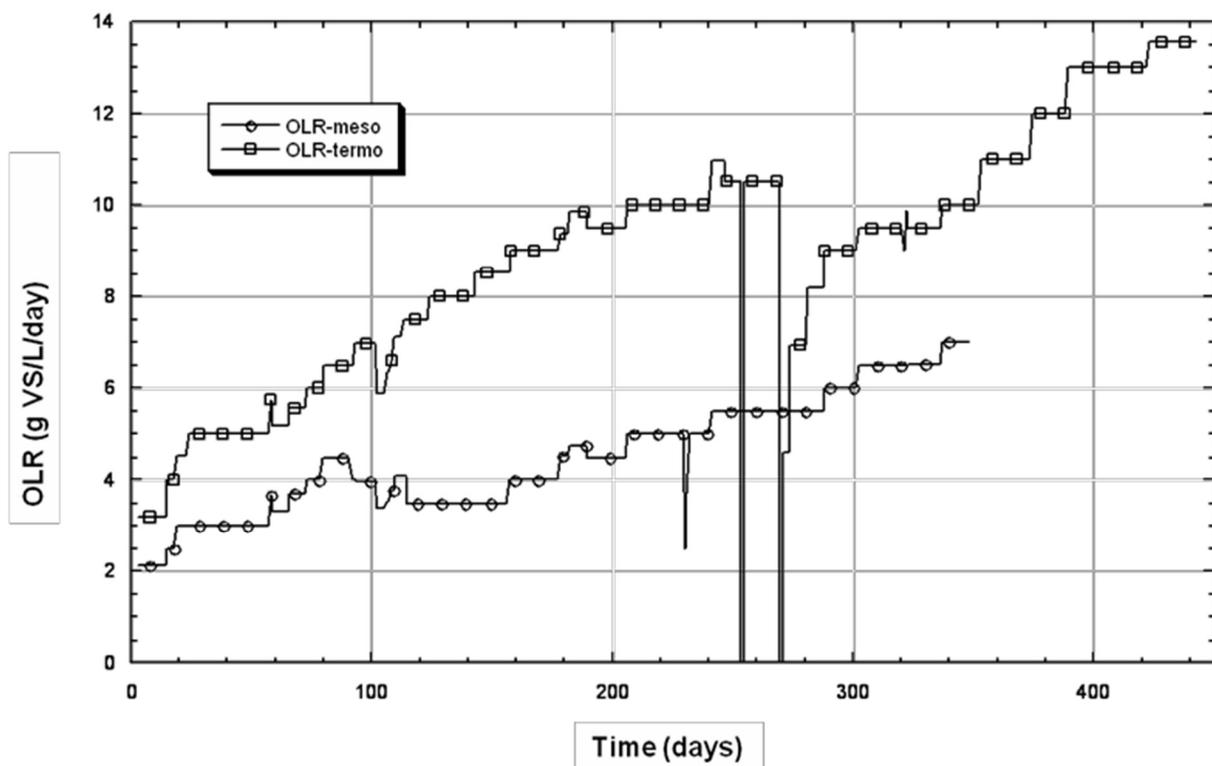


Figura 10.2.1. Incrementos sucesivos de carga orgánica (OLR) para procesos de biogás Mesofílicos (37°C) y Termofílicos (55°C) respectivamente a escalas de laboratorio (volumen = 45 Litros). Los procesos fueron alimentados con desechos alimenticios separados de la fuente y duraron 348 y 442 días respectivamente. Los disturbios temporales en el proceso termofílico fueron causados por un rompimiento en la pared del tanque de digestión que hizo necesario poner el material en un nuevo tanque de digestión. Nordberg et al 1999.

10.3. Tiempo de Retención Hidráulica (HRT) y Tiempo de Retención de Sólidos (SRT)

El tiempo de retención es definido como el tiempo que toma reemplazar todo el material (Volumen total) en el tanque de digestión. En un proceso de biogás, los hidrocarburos a forma sólida son convertidos a gas metano y gas dióxido de carbono. Por lo tanto, la cantidad de material sólido es continuamente reducido, es decir, el contenido de materia orgánica disminuye durante el proceso. Cuando el nuevo sustrato conteniendo carbono es agregado al proceso, este también será convertido a gas. Típicamente, sin embargo, más sustrato es agregado que es completamente descompuesto entre cada adición de sustrato. Para remover parte de este contenido del tanque de digestión a intervalos regulares, un volumen constante es mantenido en el proceso. El volumen de material sólido siendo agregado es a veces mayor que el volumen de material sólido removido, debido a que algunos son removidos como gas durante el proceso. El volumen de material agregado y removido también es regulado por la cantidad de líquido agregado. El material es parcialmente compuesto de agua, incluyendo sales disueltas, y la materia orgánica que ha sido degradada en la cámara por cortos o largos períodos de tiempo, conocido como residuo de digestión. Este residuo también contiene biomasa, es decir, microorganismos en crecimiento durante el proceso. El material removido, por ejemplo, agua, sales disueltas, residuos de digestión y biomasa, a menudo se denomina “digestato” (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

El tiempo de retención usualmente es conocido como Tiempo de Retención Hidráulica (HRT), y para el proceso de biogás usualmente está entre 10 y 25 días aproximadamente, pero también puede ser mayor. A veces, también se indica el tiempo de retención de material particulado o Tiempo de Retención de Sólidos (SRT), en el proceso. En muchos casos, HRT y SRT son iguales, pero en un tanque de digestión en el cual parte de los residuos son retornados al proceso, los SRT llegan a ser mayores que los HRT. Esto puede ocurrir, por ejemplo, durante la digestión de lodos de aguas residuales industriales, donde el material agregado tiene un alto contenido de agua y donde la recirculación del digerido, lodos espesos, incluyendo biomasa, permite un gran tiempo para que los microorganismos descompongan la materia orgánica entrante (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

La longitud del tiempo de retención necesaria depende parcialmente de la composición del sustrato y de la temperatura de digestión. Los microorganismos generalmente logran descomponer un sustrato rico en azúcar y almidón, que se descomponen fácilmente, a un corto tiempo. Un ejemplo es aguas residuales industriales que solo contienen materia orgánica soluble. En este caso, ninguna hidrólisis es necesaria, lo que permite un relativamente corto HRT. Por otro lado, los microorganismos pueden necesitar significativamente más tiempo para atacar y descomponer efectivamente material vegetal rico en celulosa y fibra. Para tales materiales, es a menudo la hidrólisis y no la metanogénesis la que limita la velocidad de descomposición. En Alemania, entre otros lugares, tiempos de retención de hasta (50-100) días son usados para asegurar una

operación estable y una digestión satisfactoria de cultivos energéticos (Ergebnisse des Biogás Messprogramms 2005).

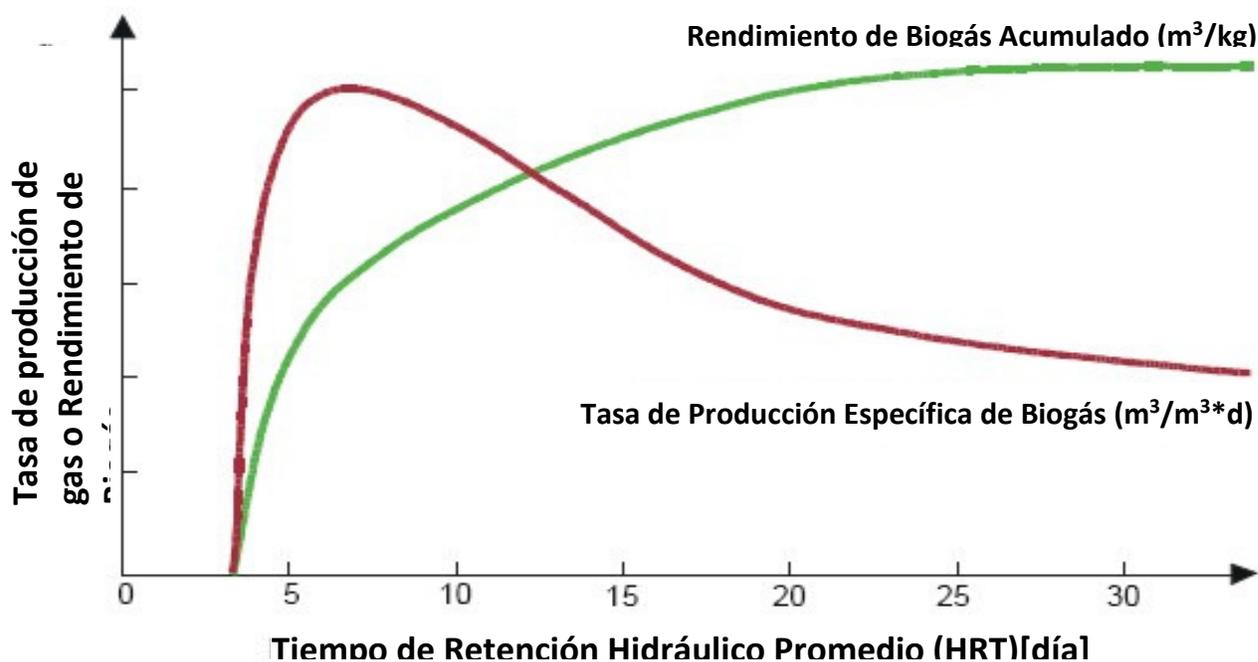


Figura 10.3.1. Producción de Biogás después de la Adición de Sustrato – Prueba por Lotes (LfU, 2007).

La longitud del tiempo de retención necesaria depende parcialmente de la composición del sustrato y de la temperatura de digestión. Los microorganismos generalmente logran descomponer un sustrato rico en azúcar y almidón, que se descomponen fácilmente, a un corto tiempo. Un ejemplo es aguas residuales industriales que solo contienen materia orgánica soluble. En este caso, ninguna hidrólisis es necesaria, lo que permite un relativamente corto HRT. Por otro lado, los microorganismos pueden necesitar significativamente más tiempo para atacar y descomponer efectivamente material vegetal rico en celulosa y fibra. Para tales materiales, es a menudo la hidrólisis y no la metanogénesis la que limita la velocidad de descomposición. En Alemania, entre otros lugares, tiempos de retención de hasta (50-100) días son usados para asegurar una operación estable y una digestión satisfactoria de cultivos energéticos (Ergebnisse des Biogas Messprogramms 2005).

Un importante parámetro para dimensionamiento de digestores de biogás es el tiempo de retención hidráulica (HRT). El HRT es el intervalo de tiempo promedio en que el sustrato permanece dentro del tanque digestor. El HRT es correlacionado al volumen del digestor y al volumen del sustrato alimentado por unidad de tiempo, de acuerdo con la ecuación 10.3.1.

$$\text{HRT} = V_R / V \text{ [d]}$$

Ecuación 10.3.1. Cálculo del HRT (Fanchagentur, 2012).

Dónde:

HRT: Tiempo de Retención Hidráulica [días]

V_R : Volumen del Digestor [m^3]

V : Volumen del sustrato alimentado por unidad de tiempo [m^3/d]

De acuerdo a la ecuación 10.3.1, incrementando la carga orgánica se reduce el HRT. El tiempo de Retención debe ser suficientemente grande para asegurar que la cantidad de microorganismos removidos con el efluente (Digestato) no es tan grande como la cantidad de microorganismos producidos. La tasa de duplicación de bacteria anaerobia es usualmente 10 días o más. Un corto HRT proporciona una buena tasa de flujo de sustrato, pero un bajo rendimiento de gas. Por lo tanto, es importante adaptar el HRT a la tasa de descomposición específica del sustrato utilizado. Conociendo el HRT objetivo, la alimentación de entrada diaria y la tasa de descomposición del sustrato, es posible calcular el volumen necesario del digestor (Teodorita et al., 2008).

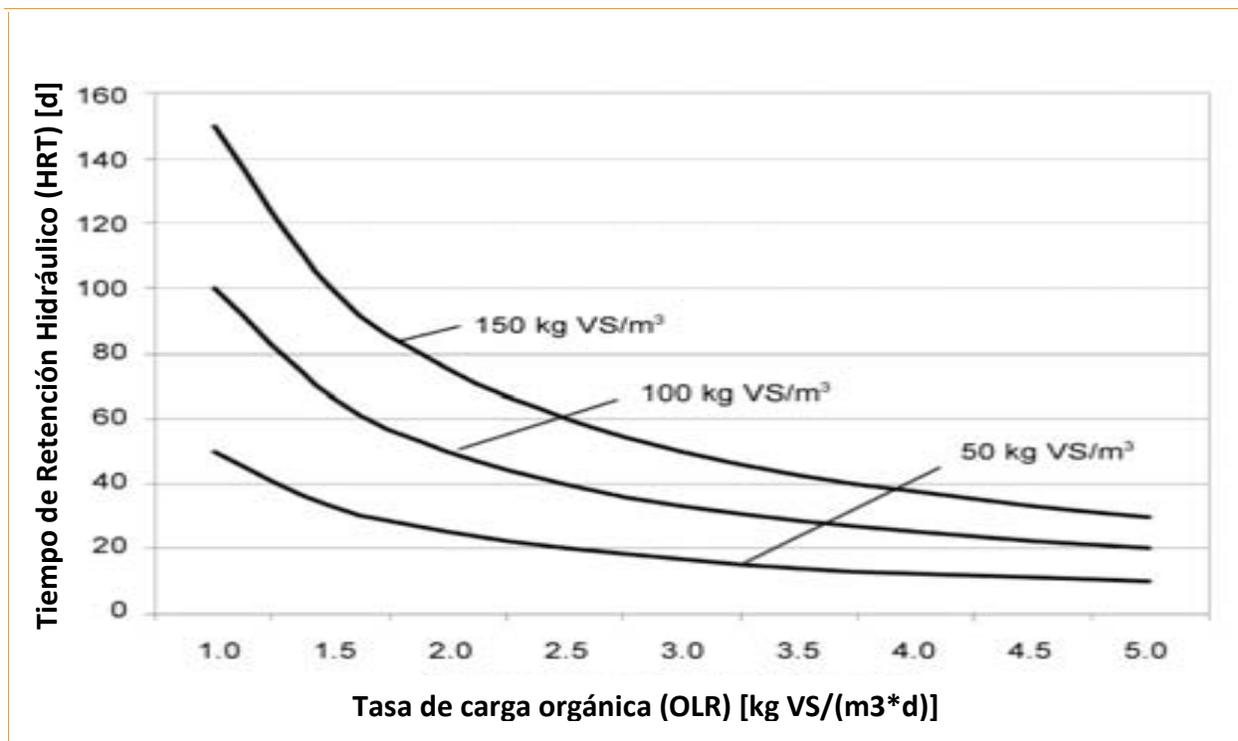


Figura 10.3.2. Correlación entre OLR y HRT para varias concentraciones de sustrato (Fanchagentur, 2012).

El tiempo de retención real diferirá de este, debido a que componentes individuales son descargados del digestor a tasas diferentes dependiendo del grado de mezcla, por ejemplo, como resultado de flujos de circuito corto. Esta es una correlación cerrada entre la OLR y la HRT, como se muestra en la figura 10.3.2.

Si se supone que la composición del sustrato permanece igual, a medida que aumenta la velocidad de carga orgánica, se agrega más a la entrada del digestor y, en consecuencia, se reduce el tiempo de retención. Para ser capaz de mantener el proceso de digestión, el tiempo de retención hidráulico debe ser elegido de modo que los reemplazos constantes del reactor no eliminen más microorganismos de los que pueda reponerle nuevo crecimiento durante ese tiempo (la tasa de duplicación de algunas arqueas metanogénicas, por ejemplo, es 10 días o más). También debe tenerse en cuenta que, con un breve tiempo de retención, los microorganismos tendrán poco tiempo para degradar el sustrato y, en consecuencia, el rendimiento de gas será inadecuado. Por lo tanto, es igualmente importante adaptar el tiempo de retención a la tasa de descomposición específica del sustrato. Si la cantidad agregada por día es conocida, el volumen necesario del reactor puede ser calculado en conjunto con la degradabilidad del sustrato y el tiempo de retención objetivo (Fanchagentur, 2012).

HRT es el tiempo que el sustrato permanece en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos. Hay un tiempo de retención mínimo, por debajo del cual no es posible el proceso. Éste, en un sistema de mezcla completa, deberá ser como mínimo el correspondiente a la velocidad de crecimiento de los microorganismos. Aunque cuanto mayor sea el tiempo de retención mayor producción de biogás por unidad de materia orgánica introducida, y mayor grado de eliminación de materia orgánica se obtendrá, la producción diaria disminuirá una vez superado el óptimo. Es, por tanto, fundamental determinar el tiempo de retención óptimo. El tiempo de retención usual en el rango mesofílico para residuos ganaderos y lodos de depuradora está entre 15 y 20 días, aunque depende del tipo de reactor utilizado.

Región	Temperatura (°C)	Retención (días)	
		Biogás	Fertilizante
Trópico	30	20	25
Valle	20	30	37
Altiplano	10	60	75

Tabla 18Tabla 10.3.1. Tiempo de Retención según temperatura y región para la producción de biogás y fertilizante (Herrero J. Martí, 2008).

10.4. Grado de Digestión o Degradación

Mayor tiempo en el tanque de digestión a menudo puede dirigir a mayor metano extraído del sustrato, debido al tiempo de contacto incrementado entre los microorganismos y del sustrato. El grado de digestión es definido como el porcentaje de material orgánico descompuesto y convertido a biogás durante un período específico de tiempo. Generalmente procesos por lote tienen un mayor grado de digestión que digestiones continuas. En un proceso por lotes, el grado de digestión teóricamente es 100%. Sin embargo, normalmente no es económica o prácticamente posible extraer todo el metano de un sustrato dado. En una digestión por lotes, la producción de biogás normalmente es mayor al inicio del proceso. Después, menos biogás es formado con el tiempo. El grado de digestión también varía con el sustrato. Sustratos fácilmente biodegradables, tales como el líquido de la remolacha azucarera presurizada, puede tener un grado de digestión mayor al 90%, mientras solo un poco más del 60% de un cultivo de hierba con alto contenido de fibra es degradada durante un período correspondiente (Edström and Nordberg 2004).

Es práctica común bombear el residuo a un almacén para residuo de digestión, donde la descomposición de materia orgánica y la producción de biogás pueden seguir sobre un largo período de tiempo. Generalmente, cuanto menor es el grado de digestión en el tanque de digestión real, mayor es el potencial de producción de metano en esta etapa posterior al almacenamiento. Siempre es importante que esta subsecuente digestión tome lugar en contenedores cubiertos para evitar que el gas metano y otros gases dañinos para el ambiente se filtren a la atmosfera (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

Materia prima	Relación de Degradación (% of VS)
Estiércol de Ganado	35
Estiércol de Cerdo	46
Cultivos forrajeros	64
Remolacha azucarera	93
Residuos de frutas y verduras	91

Tabla 19 **Tabla 10.4.1. Degradación aproximada de la Digestión/Descomposición de unos pocos sustratos diferentes (basada en Edström and Nordberg 2004, tomada de Schnürer A. and Jarvis A., 2010).**

10.5. Efecto de Carga y Temperatura

El tiempo de retención y la velocidad de carga deben contralarse y ajustarse entre sí para lograr el máximo rendimiento de gas. Generalmente altas cargas necesitan grandes tiempos de retención. Si un proceso con un corto tiempo de retención está muy cargado, hay un riesgo de que el grado de digestión del material llegue a ser muy bajo. La temperatura también es un importante control en el tiempo de retención. En un proceso mesofílico, el tiempo de retención debe ser al menos de 15 días y usualmente mayor, mientras un proceso termofílico puede lograr la digestión del material más rápidamente, quizá en 10 días (Nordberg et al 1999). Frecuentemente, sin embargo, el proceso termofílico también opera con tiempos de retención ligeramente mayores (al menos de 12 días) para asegurar operación estable (Kim et al 2006).

10.6. Productividad, Rendimiento y Grado de Degradación

La productividad, el rendimiento y el grado de degradación son parámetros apropiados para describir el rendimiento de una planta de biogás. Si la producción de gas es dada con relación al volumen del digestor, esto se conoce como la productividad de la planta. Esto es definido como el cociente de producción de gas diario y el volumen del reactor, y por consiguiente es, una indicación de la eficiencia de la planta (Fanchagentur, 2009). La productividad puede estar relacionada tanto con la producción de biogás como con la producción de metano.

$$P_{(CH_4)} = \frac{V_{(CH_4)}}{V_R} [Nm^3 * m^{-3} * d^{-1}]$$

Ecuación 10.6.1. Cálculo de la Productividad (Fanchagentur, 2012).

Dónde:

$V_{(CH_4)}$ en $[Nm^3 * d^{-1}]$: Producción de metano

V_R en $[m^3]$: Volumen del reactor.

La producción de gas expresada en relación al material de entrada es el rendimiento (Lebuhn M. et al., 2008). El rendimiento puede igualmente ser relacionado a la producción de biogás o producción de metano. Esto es definido como el cociente del volumen de gas producido y la cantidad de materia orgánica agregada.

$$A_{(CH_4)} = \frac{V_{(CH_4)}}{m_{VS}} [Nm^3 * m^{-3} * d^{-1}]$$

Ecuación 10.6.2. Cálculo del Rendimiento (Fanchagentur, 2012).

Dónde:

$A_{(CH_4)}$: Rendimiento de metano.

$V_{(CH_4)}$ en $[Nm^3 * d^{-1}]$: Producción de metano

m_{VS} en $[t * d^{-1}]$: Volumen del reactor.

El rendimiento denota la eficiencia de producción de biogás o producción de metano del sustrato cargado. Sin embargo, son de poco valor informativo como parámetros individuales, ya que no incluyen la carga efectiva del digestor. Por esta razón, los rendimientos siempre deben considerarse en relación con la tasa de carga orgánica.

El grado de degradación proporciona información acerca de la eficiencia con la cual los sustratos son convertidos. El grado de degradación puede ser determinado en base a los sólidos volátiles (VS) o a la demanda química de oxígeno (COD). Dados los métodos analíticos más comúnmente utilizados en la práctica, es aconsejable determinar el grado de degradación de los sólidos volátiles (Fanchagentur, 2009).

$$\eta_{VS} = \frac{VS_{sub} * m_{zu} - VS_{Abl} * m_{Abl}}{VS_{sub} * m_{zu}} * 100 [\%]$$

Ecuación 10.6.3. Cálculo del grado de degradación (Fanchagentur, 2012).

Dónde:

η_{VS} : Eficiencia de conversión del sustrato.

VS_{sub} en $[kg * t^{-1} * FM]$: Sólidos volátiles de masa fresca agregada.

m_{zu} en $[t]$: Masa agregada de masa fresca.

VS_{Abl} en $[kg * t^{-1} * FM]$: Contenido de sólidos volátiles de la descarga del digestor.

m_{Abl} en $[t]$: Masa del digestato.

10.7. Mezcla

El tanque de digestión debe ser equipado con agitadores (agitadores mecánicos o bombas) para mezclar el sustrato. La mezcla facilita el contacto entre los microorganismos, el sustrato y los nutrientes proporcionan una temperatura uniforme en todo el proceso. Particularmente es importante para los microorganismos hidrolíticos hacer buen contacto con las diversas moléculas que deben digerir y que sus enzimas pueden distribuirse cruzando una gran área de superficie dentro del sustrato. Mezclando también protege a los materiales de acumulación en el fondo del tanque de digestión y reduce el riesgo de formación de espuma (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

La mezcla también facilita el importante contacto y transferencia de hidrógeno entre productores de metano y los organismos que llevan a cabo la oxidación anaeróbica. Sin embargo, la mezcla no debería de ser demasiado fuerte. A menudo estos microorganismos crecen en grupos reducidos, llamados agregados, lo que facilita su estrecha cooperación y por lo tanto la transferencia de hidrógeno. Una mezcla suave beneficia la formación de agregados y protege a los productores de metano de ser eliminados en el líquido. Mezclas continuas evitan sedimentación y utilizan el volumen del tanque de digestión existente de la mejor manera. Los sustratos con alto contenido de sólidos secos generalmente son más difíciles de mezclar que los materiales más líquidos. La mezcla en el tanque del sustrato también es importante para evitar sedimentación y, por lo tanto, una desigual carga del tanque de digestión (Schnürer A. and Jarvis A., 2010).

Para obtener altos niveles de producción de biogás es necesario un contacto intensivo entre bacterias y sustrato, que es generalmente alcanzado por mezcla completa en el tanque de digestión Kaltschmitt, M. et al., 2001. A menos que la mezcla completa tome lugar en el digestor, después de cierto tiempo se puede observar la mezcla de los contenidos junto con la formación de capas. Esto es atribuible a las diferencias en densidad de los diversos constituyentes de los sustratos y también al empuje hacia arriba del gas formado. En este caso el grueso de la masa bacteriana se acumula en la capa inferior, como un resultado de su mayor densidad, mientras el sustrato a ser descompuesto a menudo se acumula en la capa superior. En tal caso el área de contacto es limitada al área límite entre estas dos capas, y una pequeña degradación es producida. Además, algunos sólidos flotan en la parte superior formando una capa de espuma que hace más difícil el escape del gas Maurer, M., 1980.

Por lo tanto, es importante, promover contacto entre microorganismos y sustrato para mezclar el contenido del tanque de digestión. Sin embargo, la mezcla excesiva debe ser evitada. En particular, la bacteria que forma ácido acético (activa en acetogénesis) y la arquea en metanogénesis forma una cercana comunidad biótica que es extremadamente importante si el proceso de formación de biogás es seguido

ininterrumpidamente. Si esta comunidad biótica es destruida por fuerzas de corte excesivas como resultado de agitación intensa, la descomposición anaeróbica puede ser negativamente afectada.

Por lo tanto, es necesario encontrar un compromiso en el cual ambas condiciones son adecuadamente satisfechas. En la práctica, esto usualmente es alcanzado con agitadores de rotación tan lentos que solo ejerzan fuerzas de corte, pero también para los contenidos del reactor siendo mezclado totalmente a ciertos intervalos (es decir, para una corta y predefinida longitud de tiempo).

10.8. Potencial Redox

Es un indicador del carácter oxidante o reductor del sistema. Este parámetro debe ser suficientemente bajo para poder asegurar el desarrollo de las poblaciones metanogénicas estrictas. En cultivos puros las bacterias metanogénicas requieren un potencial redox entre -300 mV y -320 mV (E. Campos et al., 2001)

10.9. Relación C:N

Los carbohidratos y las proteínas son los nutrientes indispensables para el crecimiento, desarrollo y actividad de las bacterias anaeróbicas. El carbono contenido en el estiércol es el elemento que las bacterias convierten en metano. El nitrógeno es utilizado para la multiplicación bacteriana y como catalizador en el proceso de producción de biogás. Si su nivel es alto, el proceso se retarda por el exceso de amoníaco y la alcalinización de la fase líquida y puede llegar a detenerse.

El carbono y el nitrógeno son los dos constituyentes básicos de la materia orgánica. Por ello para obtener un compost de buena calidad es importante que exista una relación equilibrada entre ambos elementos. Teóricamente una relación C:N de 25-35 es la adecuada, pero esta variará en función de las materias primas que conforman el compost. Si la relación C: N es muy elevada, disminuye la actividad biológica. Una relación C:N muy baja no afecta al proceso de compostaje, perdiendo el exceso de nitrógeno en forma de amoníaco. Es importante realizar una mezcla adecuada de los distintos residuos con diferentes relaciones C/N para obtener un compost equilibrado.

El contenido del carbono en el estiércol bovino es excesivo, como lo es también el contenido de nitrógeno en el estiércol del cerdo, de allí la posibilidad y ventaja de alimentar al biodigestor con las excretas mezcladas de varias especies animales, lo que permite balancear su contenido de nutrientes e incrementar así la eficiencia del proceso de producción de biogás.

10.10. Retención de Microorganismos en el Proceso

Si el tiempo de retención es demasiado corto, hay un gran riesgo de que los microorganismos no logren el crecimiento a la tasa a la cual el material es eliminado del proceso. Los productores de metano dominantes en un proceso de biogás a menudo tienen tiempos de duplicación hasta de 12 días. Esto significa que el tiempo de retención para el material en el tanque de digestión rara vez puede ser más corto que este. En otros casos, los microorganismos simplemente son enjuagados en cantidades tan grandes que las poblaciones no tienen tiempo de recuperarse hasta la próxima vez que se remueva la materia digerida. El espesar de los lodos antes de la digestión incrementa el contenido de sólidos secos y la concentración de microorganismos activos en el tanque de digestión. Este método a menudo es usado en plantas de tratamiento de aguas residuales suecas (VAV P42 1981).

Los microorganismos también pueden ser retenidos usando diversas soluciones técnicas. Como previamente fue mencionado, diferentes materiales de soporte pueden ser usados, como es hecho, por ejemplo, en filtros anaeróbicos y en AFBR (Reactores Anaerobios de lecho Fluidizado), (Kumar et al 2008). Los microorganismos se adhieren al material de soporte lo que hace más fácil retenerlos en el tanque de digestión. Esto significa que el Tiempo de Retención de Sólidos (SRT) en el proceso es incrementado en proporción al Tiempo de Retención Hidráulico (HRT). El mayor tiempo de retención de partículas también activa los microorganismos para adaptarse a sales, amoníaco, sulfuros, y otras sustancias que podrían de otra forma ser tóxicas en altas concentraciones.

Otros tipos de reactores de biogás que pueden ser usados cuando los microorganismos necesitan mantenerse en el proceso incluye UASB (manta de lodos anaerobios de flujo ascendente) o EGSB (lecho de lodos granular expandido). En estos procesos, los microorganismos pueden acumularse y crecer en grupos (Agregados). A pesar del alto flujo de entrada del sustrato, los microorganismos pueden permanecer en el tanque de digestión. Nuevo material es bombeado con tal fuerza que proporciona suficiente mezcla para crear contacto entre los microorganismos y el sustrato (Lettinga et al 1980, Kumar et al 2008). Los procesos con biomasa retenido a menudo son usados para tratar aguas industriales que contienen una alta porción de materia orgánica disuelta (Digman and Kim 2008).

10.11. Formación de Espuma

Internamente sobre la superficie de la fase líquida tiende a formarse una espuma flotante constituida por el material fibroso no digerido por las bacterias. Esta espuma puede deshacerse desde el exterior al hacer presión a todo lo largo de la superficie de la campana, aprovechando para ello las ocasiones en que la campana o depósito del biogás se encuentre vacío. Esta ruptura de la espuma permite que el biogás salga libremente desde dentro del líquido hacia la campana.

10.12. Toxicidad e Inhibición

Diversos compuestos pueden resultar tóxicos para los microorganismos responsables del proceso anaerobio. La mayoría de los compuestos tóxicos son nutrientes a bajas concentraciones y es al superar cierto umbral cuando comienzan a inhibir el crecimiento bacteriano (Kugelman y Chin, 1971). En residuos ganaderos puede ser importante la presencia de antibióticos y desinfectantes, habiéndose demostrado que pueden existir problemas de toxicidad e inhibición (Hilpert et al., 1987; Massé et al., 2000). El nitrógeno amoniacal es un importante nutriente, pero puede provocar toxicidad si se encuentra en elevada concentración (van Velsen, 1979; Hashimoto, 1986; Angelidaki et al., 1993), siendo más importante en el rango termofílico que en el mesofílico (Hashimoto, 1986), ya que la forma inhibidora es el amoníaco libre (Zeeman et al., 1985). Otros compuestos tóxicos descritos son sulfuros (Hulshoff Pol et al., 1998), ácidos grasos de cadena larga (Hanaki et al., 1981; Hwu et al., 1997), metales pesados (Hayes y Theis, 1998), metales alcalinotérreos (Kugelman y Chin, 1971), etc. La influencia de la composición del sustrato es clave, pero influyen también otros factores, como el pH y la temperatura que pueden potenciar la formación de formas tóxicas.

Puede haber una variedad de razones por las cuales la producción de biogás sea inhibida. Estas incluyen las causas técnicas que afectan la operación de la planta. Sustancias conocidas como inhibidores pueden también ralentizar el proceso. Estas son sustancias que, bajo ciertas circunstancias, incluso en pequeñas cantidades se reduce la tasa de descomposición o en concentraciones tóxicas, trae el proceso de descomposición a una parada. Una distinción debe ser hecha entre inhibidores que entran al digestor a través de la adición de sustrato y aquellos que son formados como productos intermedios del estado individual de descomposición (Fanchagentur, 2012).

Al considerar como un digestor es alimentado debe tener en cuenta que agregar sustrato excesivo puede también inhibir la digestión del proceso, porque cualquier constituyente de un sustrato puede tener un efecto perjudicial en la bacteria si su concentración es demasiado alta. Esto aplica en particular a sustancias tales como antibióticos, desinfectantes, solventes, herbicidas, sales y metales pesados, incluso pequeñas cantidades

de las cuales son capaces de inhibir el proceso de descomposición. La introducción de antibióticos es generalmente atribuible a la adición de estiércol de granja o grasas animales, aunque el efecto inhibitor de antibióticos individuales generalmente varía. Sin embargo, incluso, elementos traza esenciales, también pueden ser tóxicos para los microorganismos si se presentan excesivamente en altas concentraciones. Ya que los organismos son capaces de adaptarse a tales sustancias en cierto grado, es difícil determinar la concentración a la cual una sustancia llega a ser perjudicial (Braun, R., 1982). Algunos inhibidores también interactúan con otras sustancias. Metales pesados, por ejemplo, solo tienen un impacto perjudicial en el proceso de digestión si están presentes en la solución. Sin embargo, están limitadas por el sulfuro de hidrógeno, que igualmente es formado en el proceso de digestión, y precipita como sulfuros poco solubles. Dado que el H_2S casi siempre se forma durante la fermentación metánica, generalmente no se espera que metales pesados interrumpan el proceso (Braun, R., 1982). Sin embargo, esto no ocurre con compuestos de cobre, que son tóxicos incluso a muy bajas concentraciones (40-50 mg/L) debido a su efecto antibacteriano. En granjas, estos pueden ingresar al ciclo de producción a través de la desinfección de cascos, por ejemplo.

Un amplio rango de sustancias formadas en el curso de la fermentación, son responsables de inhibir el proceso. Aunque, nuevamente, vale la pena llamar la atención de la gran adaptabilidad de las bacterias: no puede asumirse que haya límites absolutos de aplicación general. En particular, incluso bajas concentraciones de no iónicos, el amoníaco libre tiene un impacto en la bacteria; este amoníaco libre está en equilibrio con la concentración de amonio (NH_4^+) (el amoníaco reacciona con agua para formar amonio y un ion OH^- y viceversa). Esto significa que, con un incremento en el valor del pH alcalino, en otras palabras, como la concentración de iones OH^- crece, el equilibrio es modificado y la concentración de amoníaco aumenta. Un incremento en el valor del pH de 6.5 a 8.0, por ejemplo, conlleva a un incremento de 30 veces en la concentración de amoníaco libre. Un incremento en la temperatura del digestor también resulta en cambiar el equilibrio en la dirección del amoníaco con su efecto inhibitor. Para un sistema de digestión que no se adapta a altas concentraciones de nitrógeno, la concentración límite está dentro del rango de 80 a 250 mg/L de NH_3 (Braun, R., 1982). Dependiendo del valor de pH y de la temperatura de digestión, esto es equivalente a una concentración de 1.7-4 g/L de amonio. La experiencia muestra que la inhibición del nitrógeno en el proceso de biogás debe ser esperada a una concentración total de nitrógeno amoniacal de 3,000-3,500 mg/L Seyfried, C.F. et al., 1990.

Otro producto del proceso de digestión es el ácido sulfhídrico (H_2S), que en forma disuelta no disociada puede inhibir el proceso de descomposición como una citotoxina en concentraciones tan bajas como 50 mg/L. Ya que el valor del pH cae, la proporción de H_2S libre aumenta, incrementando el riesgo de inhibición. Una posible forma de reducir la concentración de H_2S es por precipitación como sulfuros con la ayuda de iones hierro. El H_2S también reacciona con otros metales pesados y se enlaza y precipita acompañado por la formación de iones sulfuro (S_2^-) (Braun, R., 1982). Sin embargo, como se mencionó anteriormente, el azufre

también es un macronutriente importante. Como una concentración adecuada de azufre es necesaria para la formación de enzimas, la precipitación excesiva en forma de sulfuros puede a su vez inhibir la metanogénesis.

Inhibidor	Concentración Inhibitoria	Comentarios
Oxígeno	> 0.1 mg/l	Inhibición de arqueos metanogénicos anaeróbicos obligados.
Sulfuro de Hidrogeno	> 50 mg/l H ₂ S	El efecto inhibitorio crece con la caída del valor de pH.
Ácidos grasos volátiles	> 2,000 mg/l HAc (pH = 7.0)	El efecto inhibitorio crece con la caída del valor de pH. Alta adaptabilidad de las bacterias.
Nitrógeno amoniacal	> 3,500 mg/l NH ₄ ⁺ (pH = 7.0)	El efecto inhibitorio crece con la caída del valor de pH y el crecimiento de la temperatura. Alta adaptabilidad de las bacterias.
Metales pesados	Cu > 50 mg/l Zn > 150 mg/l Cr > 100 mg/l	Solos los metales disueltos tienen un efecto inhibitorio. Desintoxicación por precipitación de sulfuro.
Desinfectantes, antibióticos	n.s.	Efecto inhibitorio específico del producto.

Tabla 10.13.1. Inhibidores en Proceso de Descomposición Anaerobia y Concentraciones que llegan a ser dañinas (Weiland, P., 2000).

El efecto inhibitorio de sustancias individuales es, por tanto, dependiente de un número diverso de factores y es difícil definir valores límites fijados.

Para acelerar la reacción de manera libre y directa es necesario que la mezcla sea totalmente homogénea para que todos los microorganismos y nutrientes que participan actúen en todos los micro sectores de la mezcla simultáneamente.

11. PARÁMETROS DE LA CONTAMINACIÓN Y DE LA PURIFICACIÓN NATURAL

El grado de contaminación y de purificación se puede medir física, química y biológicamente, dependiendo de la naturaleza de las sustancias contaminantes y de los usos de la masa receptora de agua (o el agua tomada de ella) que vaya a satisfacer, se pueden hacer mediciones de turbiedad, color, olor, nitrógeno en sus varias formas, fósforo, DBO, DQO, oxígeno disuelto, microorganismos y la composición de la flora y fauna acuática. Para evaluar si un desecho se está estabilizando se hace mediante los siguientes parámetros.

11.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La DBO es el parámetro más comúnmente usado para definir el grado de contaminación o fuerza de desechos líquidos domésticos e industriales orgánicos. La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es la cantidad de oxígeno utilizado por una mezcla de poblaciones de microorganismos (principalmente bacterias) en la oxidación aeróbica de la materia orgánica de una muestra de aguas negras a una temperatura de 20 °C finalizado el transcurso de cinco días. La DBO puede ser considerada como un proceso de oxidación de la materia carbonosa, transformándola en dióxido de carbono, agua y amoníaco. La primera fase del proceso metabólico de las bacterias heterotróficas tiene una amplitud hasta de 10 a 20 días y se puede representar de la manera siguiente:

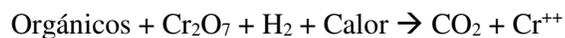


Ecuación 11.1.1. Proceso de oxidación Biológica de la materia orgánica.

Se ha determinado por experiencia que en un porcentaje razonable del total de la DBO se desarrolla en cinco días; como consecuencia, la prueba normal ha sido desarrollada con base en un período de incubación de cinco días. Usualmente la DBO₅ estándar (el período de incubación de cinco días a 20 °C) se expresa en mg/l (ppm) de oxígeno.

11.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno es una combustión química en húmedo de la materia orgánica de la muestra. Una solución ácida fuerte de dicromato de potasio es usada para oxidar la materia orgánica a elevadas temperaturas:



Ecuación 11.2.1. Proceso de Oxidación Química de la Materia Orgánica.

Corrientemente se utilizan dos catalizadores, sulfato de plata y sulfato de mercurio, que son necesarios para neutralizar la interferencia de los cloruros y asegurar la oxidación de los compuestos orgánicos difíciles de oxidar, respectivamente. Una de las limitaciones principales de la prueba DQO es la limitación para diferenciar entre la materia orgánica degradable y la materia orgánica no degradable y no provee ninguna evidencia de la velocidad de degradación biológica del material bajo las condiciones en que existen en la naturaleza.

11.3. Oxígeno Disuelto (OD)

Es la medida de la cantidad de oxígeno disuelto que puede estar presente en un determinado cuerpo de agua. Los resultados usualmente se expresan en mg/l de OD y como la cantidad de oxígeno disuelto es función de la temperatura es necesario especificarla.

La importancia que reviste la determinación de este parámetro es que proporciona una medida de la calidad del agua a través de las distintas unidades de tratamiento, ya que el factor determinante para mantener la condición aeróbica dentro del sistema es la presencia de oxígeno disuelto. Cuando no existe oxígeno disuelto, el proceso se torna anaeróbico, lo cual indicaría una mala eficiencia en el proceso de depuración y un peligro potencial para los cauces de agua receptoras de un efluente de esta naturaleza.

11.4. Relación DBO₅/DQO

Para aguas negras específicas y para un tipo específico de sistemas de tratamiento, es posible obtener correlaciones entre los valores de la DBO₅ y la DQO.

Durante el tratamiento los valores de la DBO y DQO de aguas residuales, puede ocurrir. El material biológicamente oxidable decrecerá durante el tratamiento, mientras que los cambios químicos biológicamente oxidables no disminuirán como resultado de la respiración endógena de la masa celular remanente. La determinación de la relación de DBO a DQO (DBO/DQO) permite determinar si los desechos contenidos en el agua pueden ser degradados biológicamente o, por el contrario, indica que el desecho no es tratable en forma biológica. La relación DBO/DQO puede ser interpretada de acuerdo a la tabla 11.4.1.

Relación DBO ₅ /DQO	Indica que el residuo es
0.60	Fácilmente tratable biológicamente
0.40	Accesible a un tratamiento biológico
0.20	Inaccesible a un tratamiento biológico
0.00	Ambiente tóxico

Tabla 11.4.1. Tipo de tratamiento, según relación DBO₅/DQO

11.5. Desinfección del efluente

Consiste en dar un tratamiento final al agua residual para evitar la contaminación por microorganismos, consistente en su eliminación selectiva por medio de algún sistema específico, tal como cloración, emisión de rayos ultravioleta, yodización u otro que se adecue para tal finalidad. No todos los organismos se destruyen en un proceso de desinfección, punto en el que radica la diferencia principal entre desinfección y esterilización. En el campo de las aguas residuales, las tres categorías de organismos entéricos de origen humano de mayores consecuencias en la producción de enfermedades son las bacterias, los virus y los quistes amebianos. Las enfermedades típicas transmitidas por el agua son: la tifoidea, el cólera, el paratífus, la disentería amebiana, la hepatitis y la poliomiélitis. Para la desinfección pueden utilizarse agentes químicos, mecánicos y físicos.

Entre los agentes químicos se tienen el cloro y sus compuestos, el bromo, el yodo, el ozono, los fenoles, alcoholes, metales pesados y compuestos afines, jabones, compuestos amoniacales, agua oxigenada y álcalis diversos. El agente químico más comúnmente utilizado es el cloro. El uso de ozono también va en aumento por ser un desinfectante bastante eficaz.

Entre los agentes mecánicos se tienen los tamices de malla gruesa y fina, los desarenadores y sedimentadores.

Entre los desinfectantes físicos que más se utilizan están el calor y la luz solar. Dentro de la luz, tiene especial categoría la radiación ultravioleta, cuyo uso se está extendiendo bastante para la desinfección de aguas residuales.

11.6. Valor del efluente del biodigestor como fertilizante

Las características del efluente dependen mucho del tipo de sistema, pero tratando con sistemas de mezcla completa y con residuos orgánicos, se puede decir que el efluente es la mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Durante el proceso anaerobio parte de la materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido en materia orgánica es menor que en el influente. Se trata, además, de un producto más mineralizado que el influente, con lo que normalmente aumenta el contenido de nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico.

El fertilizante, llamado biol, inicialmente se ha considerado un producto secundario, pero actualmente se está tratando con la misma importancia o mayor que el biogás, ya que provee a las familias de un fertilizante natural que mejora fuertemente el rendimiento de las cosechas.

El efluente del biodigestor puede ser utilizado como abono orgánico, puesto que la digestión anaeróbica comparada con la descomposición de las excretas al aire libre disminuye las pérdidas para el nitrógeno del 18% al 1% y del 33% al 7% para el carbono. Dentro del biodigestor no existen pérdidas apreciables para el fósforo, potasio y calcio contenidos en las excretas.

El efluente del biodigestor, que pierde todo el olor característico del estiércol que lo originó, puede ser utilizado en el mejoramiento de los suelos arcillosos y arenosos que son pobres en humus y como medio nutritivo de los vegetales bajo cultivo hidropónico y cultivos orgánicos en invernadero o en el campo.

Ventajas de la aplicación del efluente como fertilizante:

- Control de patógenos.
- Corrector de acidez.
- Mejora la estructura del suelo.

- Aumento el contenido de humus del suelo.
- Favorece el desarrollo microbiano.
- Actúa como mejorador de las características fisicoquímicas del suelo.
- Crecimiento de lombrices.
- Aumento la capacidad de retención de humedad.
- Mejora la capacidad de infiltración del agua y la capacidad de intercambio catiónico.
- Aporta nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas tales como nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, boro, cobre, hierro, magnesio, etc.
- Activa biológicamente el suelo.
- Alimenta a los microorganismos activos de la descomposición que producen antibióticos que protegen las plantas de enfermedades contribuyendo así a la sanidad vegetal.

Para evitar problemas de emisiones atmosféricas de compuestos orgánicos, que constituyen junto al amoníaco los principales causantes de males olores, una de las estrategias adoptables es la de transformar parte de los materiales orgánicos a formas gaseosas combustibles (biogás), mediante el proceso anaerobio heterótrofo, para la obtención de un compuesto final de tipo mineral (Flotats et al., 2000). Necesariamente contendrá todavía una parte de materia orgánica, y su calidad dependerá de los parámetros de control del proceso anaerobio.

El producto final, para que tenga valor como producto fertilizante, debe cumplir los siguientes requisitos: producto estable, con mínima concentración de materia orgánica fácilmente degradable; mínimo volumen con máxima concentración de nutrientes; relación N:P:K adecuada; mínima concentración de metales pesados y tóxicos; higienizado, con nula concentración de patógenos, semillas de malas hierbas, larvas o huevos de insectos, etc.; olor agradable, o en todo caso que no recuerde su origen; composición estable, con mínimas variaciones temporales (Flotats et al., 2000).

11.6.1. Alimentación Animal

El efluente puede ser utilizado también como alimento para animales, mezclándolo para su gustocidad con granos, tortas, mieles o forrajes, ya que el efluente puro posee una concentración de aminoácidos esenciales similar al grano de soya.

12. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

12.1. Origen de la Energía Renovable

La energía total actual suministrada es altamente dependiente de orígenes fósiles (petróleo, lignita, Carbón y gas natural). Hay muchos remanentes fosilizados de plantas muertas y animales, que han sido expuestos a calor y a presión en la corteza de la tierra sobre cientos de millones de años. Por esta razón, los combustibles fósiles son recursos no renovables con reservas que están siendo agotadas mucho más rápidos que las nuevas que están siendo formadas (Teodorita et al, 2008).

Las economías mundiales están dependiendo hoy del petróleo crudo. Hay algunos desacuerdos entre científicos, en cuanto más, este recurso fósil permanecerá, pero de acuerdo a investigaciones, la “Producción pico de petróleo ha ocurrido o es esperado que ocurra dentro del siguiente periodo de tiempo (Teodorita et al, 2008).

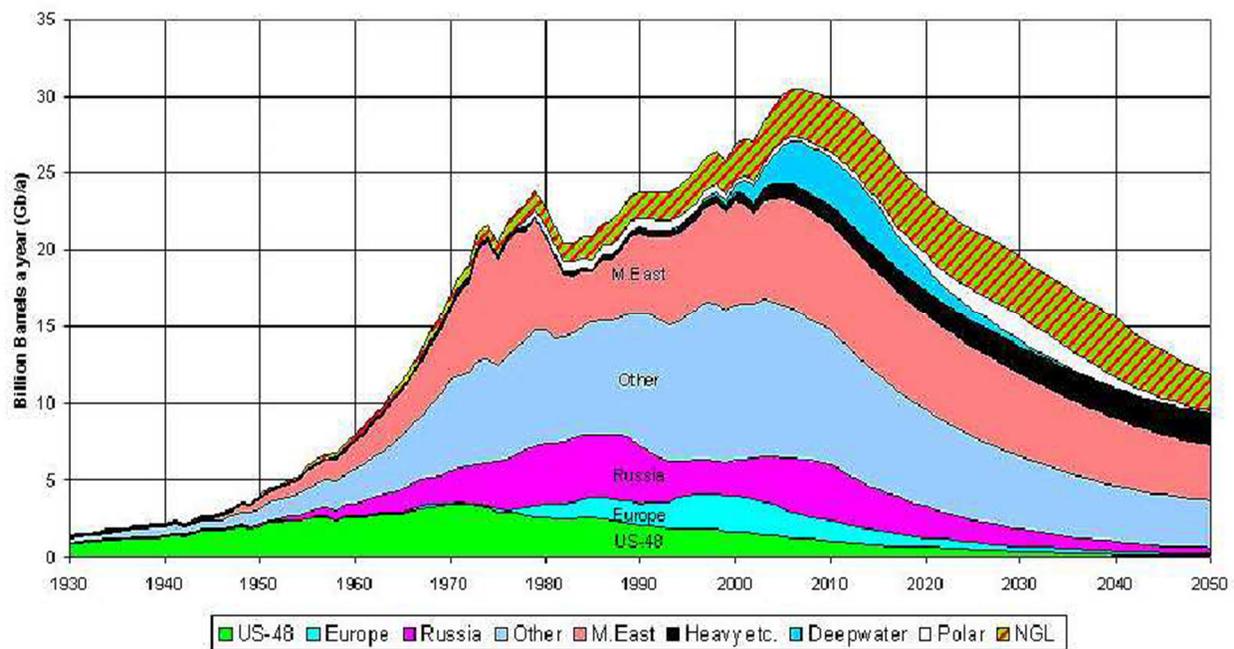


Figura 12.1.1. Escenario de Producción de Petróleo en el Mundo y su “Pico”. (ASPO 2008).

A diferencia de los combustibles fósiles, el biogás de AD es renovable permanentemente, ya que es producido de biomasa, que realmente es un almacenamiento vivo de energía solar a través de la fotosíntesis. El biogás de AD no solo mejorara el balance energético de un país sino también hace una importante contribución a la conservación del recurso natural y a la protección del medio ambiente (Teodorita et al, 2008).

12.2.Reducción de Gas de Efecto Invernadero y Mitigación al Calentamiento Global

La utilización de combustibles fósiles tales como lignito, carbón, petróleo, y gas natural, almacenado por millones de años en la corteza de la tierra y liberada como dióxido de carbono en la atmosfera. Un incremento en la concentración actual de dióxido de carbono en la atmosfera causa el calentamiento global debido a que el dióxido de carbono es un gas de efecto invernadero (GHG). La combustión de biogás también libera CO₂. Sin embargo, la diferencia principal, cuando es comparado a combustibles fósiles, es que el carbón en el biogás fue recientemente tomado de la atmosfera, por actividad fotosintética de las plantas. El ciclo del carbón del biogás es por lo tanto cerrado dentro de un tiempo muy corto (entre uno y varios años). La producción de biogás por AD también reduce emisiones de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) de almacenamiento y utilización de estiércol animal no tratado como fertilizante. El potencial del GHG de metano es más alto que el dióxido de carbono por 23 veces y el del óxido nitroso por 296 veces. Cuando el biogás desplaza a los combustibles fósiles en producción energética y transporte, una reducción de emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O ocurrirá, contribuyendo a la mitigación del calentamiento global (Teodorita et al, 2008).

12.3. Reducción a la Dependencia de Combustibles Fósiles Importados

Los combustibles fósiles son recursos limitados, concentrados en pequeñas áreas geográficas en nuestro planeta. Esto crea, para países fuera de esta área un permanente e inseguro estatus de dependencia en la importación de energía. La mayoría de los países europeos son dependientes de la importación de energía fósil, de regiones ricas en recurso de combustible fósil, tales como Rusia y el Medio Este. Desarrollando e implementando sistemas de energía renovable tales como biogás de AD basado en recursos de biomasa nacional y regional, incrementara la seguridad de suministro de energía nacional y disminución a la dependencia de combustibles importados (Teodorita et al, 2008).

12.4. Contribución de los Objetivos Ambiental y Energético de la EU

Enfocar el calentamiento global, es una de las principales prioridades de la energía europea y las políticas ambientales. Los objetivos europeos de la producción energética renovable, la reducción de emisiones de GHG, y el manejo adecuado de desechos, son basados en el compromiso de los estados miembros de la EU, para implementar medidas apropiadas para alcanzarlos. La producción y utilización de biogás de AD tiene el potencial para cumplir con los tres objetivos al mismo tiempo (Teodorita et al, 2008).

12.5. Reducción de Desechos

Una de las principales ventajas de la producción de biogás es la habilidad para transformar material desecho en un recurso valioso, por usarlo como sustrato para AD. Muchos países europeos están enfrentando enormes problemas asociados con sobreproducción de desechos orgánicos de la industria, agricultura y hogares. La producción de biogás es una excelente forma de cumplir con el incremento a las regulaciones restrictivas europeas y nacionales en esta área y para utilizar desechos orgánicos para la producción energética, seguidos por el reciclaje del sustrato digerido como fertilizante. AD también puede contribuir a la reducción del volumen de desecho y de costos para disposición de desechos (Teodorita et al, 2008).

12.6. Creación de Trabajo

La producción de biogás de AD requiere fuerza de trabajo para producción, recolección y transporte de alimentación al AD, manipulación y equipo técnico, construcción, operación y mantenimiento de plantas de biogás. Esto significa que el desarrollo de un sector nacional en biogás contribuye al establecimiento de nuevas empresas, algunas con potencial económico significativo, incrementa los ingresos en áreas rurales y crea nuevos trabajos (Teodorita et al, 2008).

12.7. Flexibilidad y Eficiencia en el uso de Biogás

El biogás es una carrera energética flexible, ajustable para muchas aplicaciones diferentes. Una de las más simples aplicaciones del biogás es el uso directo en cocina e iluminación, pero en muchos países el biogás es usado hoy en día para generación combinada de calor y fuerza (CHP) o es cargado y alimentado en redes de gas natural usado como combustible de vehículo o en celdas combustibles (Teodorita et al, 2008).

12.8. Baja entrada de Agua

Incluso cuando es comparado con otros biocombustibles, el biogás tiene algunas ventajas. Una de ellas es que el proceso AD necesita la más baja cantidad de agua de proceso. Este es un aspecto relativo importante para futuras escaseces de agua esperadas en muchas regiones del mundo (Teodorita et al, 2008).

12.9. Ingresos adicionales para los Granjeros

La producción de materia prima en combinación con la operación de plantas de biogás hace al biogás una tecnología económicamente atractiva para granjeros y les proporciona ingresos adicionales. Los granjeros también obtienen una nueva e importante función social como proveedores de energía y operadores de tratamiento de desechos (Teodorita et al, 2008).

12.10. El Digestato es un Excelente Fertilizante

Una planta de biogás no solo es un suplidor de energía. El sustrato digerido, usualmente llamado digestato, es un valioso fertilizante del suelo, rico en nitrógeno, fosforo, potasio y micronutrientes, que pueden ser aplicados en suelos con el equipo usual para aplicación de abono líquido. Comparado con el estiércol líquido en bruto, el digestato ha mejorado la eficiencia fertilizante debido a la más alta homogeneidad y disponibilidad de nutrientes, mejor relación C/N y olores reducidos significativamente (Teodorita et al, 2008).

12.11. Ciclo cerrado de Nutrientes

De la producción de materia prima a la aplicación de digestato como fertilizante, el biogás de AD proporciona un cerrado ciclo de nutrientes y de carbono (figura 12.11.1). El metano es usado para producción energética y el dióxido de carbono es liberado a la atmosfera y recapturado por la vegetación durante la fotosíntesis. Algunos compuestos de carbono permanecen en el digestato, mejorando el contenido de carbono de las tierras, cuando el digestato es aplicado como fertilizante. La producción de biogás puede ser perfectamente integrada a la agricultura convencional y orgánica, donde el digestato reemplaza los fertilizantes químicos, producidos con el consumo de grandes cantidades de energía fósil (Teodorita et al, 2008).

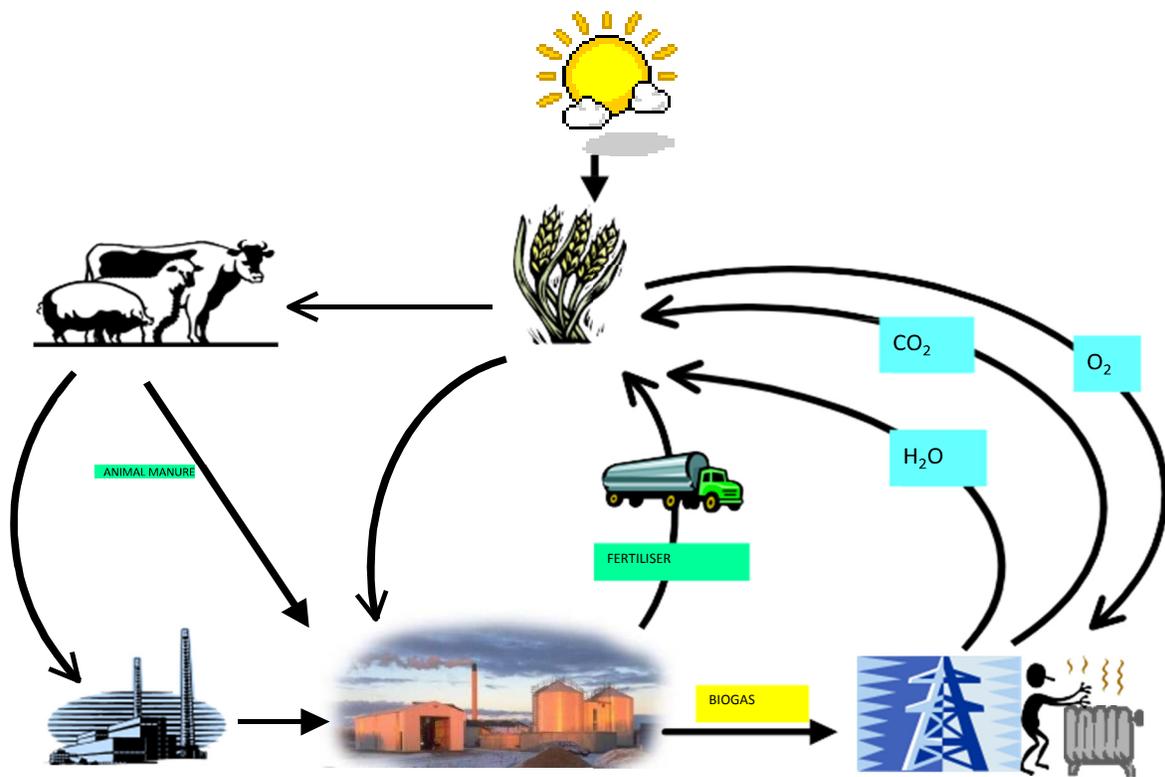


Figura 12.11.1. El ciclo sostenible de biogás de AD (AL SEADI 2001).

12.12. Flexibilidad al uso de diferente Materia Prima

Varios tipos de materia prima pueden ser usados para la producción de biogás: estiércol animal y lodos, residuos de cosecha, desechos orgánicos de producción diaria, industria alimentaria y agroindustria, lodos de aguas residuales, fracción orgánica de desechos, sólidos municipales, desechos orgánicos de hogares y de negocios de comidas, así como también cultivos energéticos. El biogás también puede ser colectado, con instalaciones especiales de vertederos (Teodorita et al, 2008).

Una ventaja principal de la producción de biogás es la habilidad para usar tipos de “biomasa húmeda” como materia prima, todo caracterizado por el contenido de humedad mayor al (60-70%), (lodos de aguas residuales, desechos de animales, desechos flotantes de procesamiento de alimentos, etc.). En años recientes, un número de cultivos energéticos (granos, maíz, colza), también ha sido largamente usado como materia prima para producción de biogás en países como Austria o Alemania. Además, los cultivos energéticos, todo tipo de residuos de la agricultura, cultivos dañados, no recomendados para la alimentación o resultantes de un crecimiento desfavorable y condiciones climáticas, pueden ser usados para la producción de biogás y fertilizante. Un número de subproductos animales, no recomendables para el consumo humano, pueden también ser procesados en plantas de biogás (Teodorita et al, 2008).

12.13. Olores y Volátiles Reducidos

El Almacenaje y aplicación de desechos líquidos, estiércol animal y muchos desechos orgánicos son de origen persistente, olores desagradables y atraen moscas. AD reduce estos olores hasta en un 80% (Figura 11.13.1). El digestato es casi sin olor y el olor a amonio remanente desaparece rápidamente después de la aplicación como fertilizante (Teodorita et al, 2008).

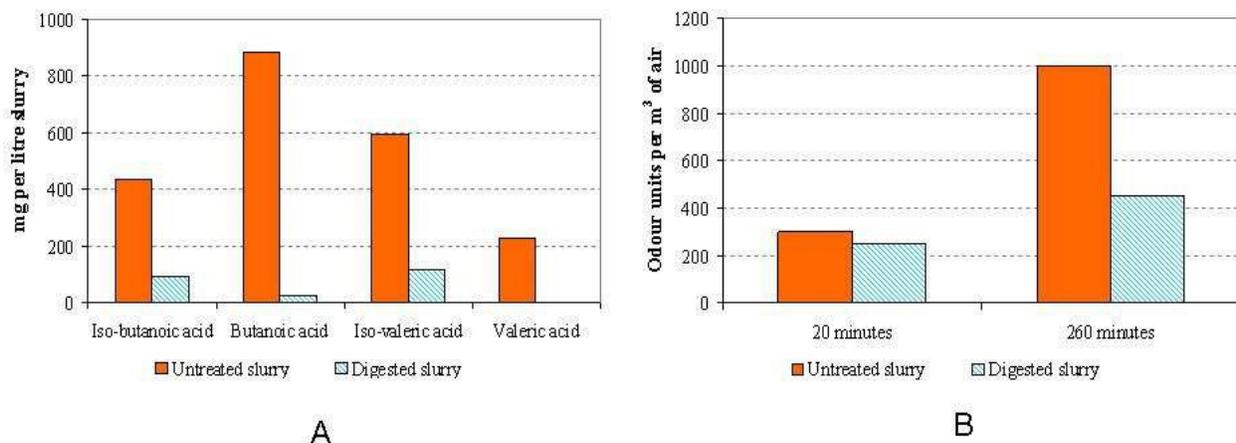


Figura 12.13.1. A: Concentración de olores (en ácidos grasos volátiles) en lodos no tratados y en lodos digeridos. B: Concentración de olores en muestras de aire colectadas sobre el campo, después de la aplicación de lodos no tratados y lodos digeridos (HANSEN et al. 2004).

12.14. Seguridad Veterinaria

La aplicación del digestato como fertilizante, comparada a la aplicación de lodos y estiércol no tratado, mejora la seguridad veterinaria. Para ser ajustable al uso como fertilizante, el fertilizante es sometido al proceso de saneamiento controlado. Dependiendo del tipo de materia prima involucrada, el saneamiento puede ser proporcionado por el proceso AD en sí mismo, por medio de un tiempo de retención mínimo garantizado del sustrato dentro del digestor, a temperatura termofílica o puede ser hecho en un paso separado del proceso, por pasteurización o por esterilización presurizada. En todos los casos, el propósito de la sanitización es inactivar patógenos, disminuir el origen y otros peligros biológicos y prevenir la transmisión no deseado a través de la aplicación del digestato (Teodorita et al, 2008).

12.15. Beneficios de la Biodigestión Anaerobia

La Digestión Anaerobia es la fermentación realizada por bacterias anaeróbicas sobre la materia orgánica, componente de un 80% de las excretas, y posee las ventajas de:

- Proporcionar combustible (biogás) para suplir las principales necesidades energéticas rurales.
- Reducir la contaminación ambiental al convertir las excretas que hace proliferar microorganismos patógenos, larvas e insectos en residuos útiles.
- Producir abono orgánico (bioabono) con un contenido mineral similar al de las excretas frescas e igualmente útil para los suelos, los cultivos y para el desarrollo del fitoplancton y del zooplancton, utilizados por algunas especies acuáticas en su alimentación.
- Mediante la digestión por bacterias anaeróbicas se destruyen microorganismos, huevos de parásitos y semillas de malezas contenidos en las excretas frescas, quedando el fertilizante residual libre de tales gérmenes y plantas indeseables.
- Descontaminan, transforman excrementos de animales y desechos orgánicos y los convierten en subproductos aprovechables como el bioabono y el biogás.
- Requieren de escasa inversión.
- Protegen el suelo, el agua y el aire.
- Reducen la deforestación.
- Reducen la destrucción de la capa de ozono.
- Mejora las condiciones higiénicas a través de la reducción de patógenos, huevos de gusanos y moscas que se producen cuando los desechos orgánicos se vierten al medio ambiente sin control.
- El aprovechamiento de la materia orgánica en los biodigestores reduce el volumen de basura destinada a los rellenos sanitarios.
- Producción de biogás, energía eléctrica y fertilizante orgánico.
- Reducción de CO₂.
- Solución del problema ambiental de la biomasa (Economía de reciclado).
- Reducción de malos olores.
- Independencia de las condiciones climatológicas.
- Producción de combustible / Pila de carbón.

La digestión anaerobia, como proceso previo al secado de los residuos, cumple con todos los condicionantes expuestos. Las ventajas de la inclusión del proceso de digestión anaerobia, en la estrategia de tratamiento, se sintetizan en la Tabla 12.15.1.

El proceso de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, transcurre con un menor desprendimiento calorífico, lo que determina un mayor contenido energético de los productos resultantes y consecuentemente, un mayor rendimiento energético del proceso. La fracción de la energía total disponible utilizada por los microorganismos para su propio crecimiento es mucho menor que en los sistemas aerobios (E Campos et al., 2001).

FACTOR	VENTAJAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA
Variabilidad en la composición	Homogeneización de la composición, más intensa cuanto mayor es el tiempo de retención.
Malos olores y compuestos orgánicos volátiles	Eliminación de ácidos grasos volátiles (AGV) y otros compuestos fácilmente degradables. La materia orgánica resultante es lenta o difícilmente degradable; los purines digeridos no presentan olor desagradable y son un producto más estable. En procesos térmicos posteriores se evitan problemas por volatilización de compuestos orgánicos. La reducción o eliminación de AGV disminuye la fitotoxicidad a los cultivos por estos compuestos.
Reducción de materia orgánica y total. Mineralización	Reducción de sólidos totales y volátiles. Reducción de materia orgánica degradable y mantenimiento de las concentraciones de nutrientes. Transformación de nitrógeno orgánico a amoniacal. En caso de separar la fase acuosa, el producto resultante presentará menor volumen, manteniendo la misma riqueza fertilizante.
Distribución de partículas y de fracción soluble	Homogeneización en la distribución de partículas, lo cual favorece el diseño y aplicación de procesos posteriores de secado. Hidrólisis de partículas de pequeño tamaño y coloidales, y reducción de orgánicos solubles, con lo cual se facilita la separación entre fases solubles y en suspensión.
Consistencia	Consistencia pastosa de la fracción sólida de los purines digeridos, lo cual favorece su manipulación y peletización.
Alcalinidad	Disminución muy significativa de la relación de alcalinidad. Aporte de alcalinidad para favorecer un proceso posterior de nitrificación, total o parcial. A su vez, y debido a la reducción de materia orgánica, el consumo energético en este proceso será inferior al de la nitrificación de la fracción líquida de purines frescos.
Balance energético	Balance energético positivo y proceso productor neto de energía renovable. Contribuye a disminuir las necesidades externas de energía para procesos térmicos posteriores. Permite el tratamiento de mezclas con otros residuos para optimizar la producción energética (codigestión), y facilitar la gestión integral de residuos orgánicos en la zona de aplicación del plan (cogestión).
Emisiones de Gases de efecto invernadero	El proceso contribuye a la disminución en la generación de gases de efecto invernadero, si el metano producido sustituye una fuente no renovable de energía.

Tabla 22 **Tabla 12.15.1. Ventajas de la Digestión Anaeróbica de acuerdo a un Factor (Flotats et al., 2000)**

12.16. Desventajas de la Biodigestión Anaerobia

Las ventajas de la digestión anaerobia son muchas. Sin embargo, la DA presenta también algunos inconvenientes. Es un proceso complejo, que requiere bastante control para asegurar un correcto funcionamiento. Se han descrito gran cantidad de tóxicos e inhibidores del proceso, lo que puede hacer que el proceso no sea viable para determinados substratos. Es bastante sensible a las sobrecargas orgánicas por lo que la alimentación deberá ser lo más homogénea posible. El biogás suele estar contaminado con diferentes componentes, que pueden complicar el manejo y el aprovechamiento de este, siendo necesario, en función del tipo de aprovechamiento, un sistema de depuración del mismo. Los costos de implantación son altos, mostrando un claro efecto de economía de escala, por lo que las instalaciones de pequeño tamaño no suelen resultar rentables. Es un gas difícilmente licuable, por tanto, difícil de transportar (E. Campos et al., 2001).

13. Purificación del biogás y Generación de Electricidad

Cuando el biogás sale del digester, es saturado con vapor de agua y contiene en adición, metano (CH_4) y Dióxido de Carbono (CO_2), varias cantidades de Sulfuro de Hidrógeno (H_2S). El sulfuro de hidrógeno es un gas tóxico, con un específico desagradable olor, similar al huevo podrido, formando ácido sulfúrico en combinación con vapor de agua en el biogás. El ácido sulfúrico es corrosivo y puede causar daños a los motores CHP, tuberías de gas, tubos de escape, etc. Para prevenir esto, el biogás debe ser desulfurado (removido el H_2S) y seco (Teodorita et al, 2008).

Los fabricantes de unidades CHP, tienen requerimientos mínimos para las propiedades del combustible gas (Tabla 13.1). Las propiedades de combustión deben ser garantizadas, para prevenir daños en los motores. Esto también aplica al uso de biogás. Para otros usos del biogás (por ejemplo, vehículos de combustión o celdas combustibles), mejoras adicionales del gas y medidas de condicionamiento son necesarias (Teodorita et al, 2008).

Valor Calorífico (Valor Calorífico inferior)	H_u	≥ 4 kWh/m³
Contenido de Azufre (total)	S	≤ 2,2 g/m ³ CH ₄
Contenido de H ₂ S	H ₂ S	≤ 0,15 Vol.- %
Contenido de cloro (total)	Cl	≤ 100,0 mg/m ³ CH ₄
Contenido de Flúor (total)	F	≤ 50,0 mg/m ³ CH ₄
Suma de Cloro y Flúor	(Cl + F)	≤ 100,0 mg/m ³ CH ₄
Polvo (3 ... 10 μm)		≤ 10,0 mg/m ³ CH ₄
Humedad Relativa (a la temperatura más baja del aire de admisión, es decir, la condensación en la tubería de admisión y la ruta de control de gas)	φ	< 90 %
Presión de flujo antes de la entrada en la ruta de control de gas	pGas	20 ... 100 mbar
Fluctuación de la presión del gas		< ±10 % del valor establecido
Temperatura del gas	T	10 ... 50 °C
Hidrocarburos (> C5)		< 0,4 mg/m ³ CH ₄
Silicio (en Si > 5 mg/m ³ CH ₄ análisis de aceite de contenido de metal < 15 mg/kg aceite observado)	Si	< 10,0 mg/m ³ CH ₄
Metano y Cuenta (Biogás MC approx. 135)	MZ	> 135

Tabla 23 **Tabla 13.1. Propiedades mínimas para gases combustibles con contenido relativo de oxígeno de 5% (Teodorita et al, 2008).**

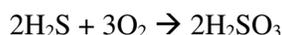
13.1. Desulfuración

El biogás seco de AD de estiércol animal tiene un contenido promedio de (1,000-3,000) ppm H₂S (Angelidaki, 2003). El biogás producido por codigestión de estiércol animal con otros sustratos puede contener varios niveles de H₂S. La mayoría de los motores convencionales usados por generación CHP necesitan biogás con niveles de H₂S por debajo de las 700 ppm, para evitar corrosión excesiva y, rápido y costoso deterioro del aceite lubricante.

La remoción de H₂S del biogás puede ser hecha por varios métodos, ya sea biológico o químico, tomando lugar dentro o fuera del digestor. La desulfuración depende del contenido de H₂S y de la tasa de rendimiento a través del equipo de desulfuración. La tasa de rendimiento puede fluctuar significativamente, dependiendo del proceso. Mayor producción de biogás y, por tanto, altas tasas de rendimiento pueden ser observadas después de la inserción de nueva alimentación al digestor y durante su agitación. Las tasas de rendimiento hasta del 50% mayor a lo normal pueden ocurrir por cortos intervalos de tiempo. Por esta razón y para asegurar desulfuración completa, es necesario usar equipos de desulfuración sobre dimensionados, comparados a la tasa de rendimiento promedio (Teodorita et al, 2008).

13.1.1. Desulfuración Biológica dentro del Digestor

La oxidación biológica es uno de los métodos de desulfuración más usados, basado en la inyección de una pequeña cantidad de aire (2-8%) en el biogás puro. De esta forma, el sulfuro de hidrógeno es biológicamente oxidado tanto a azufre sólido libre como a ácido sulfuroso líquido (H₂SO₃):



Ecuaciones 13.1.1.1 y 13.1.1.2. Oxidación Biológica del Sulfuro de Hidrógeno (Teodorita et al, 2008).

En la práctica, el azufre producido precipita, es colectado y agregado a los tanques de almacenamiento donde es mezclado con digestato, para mejorar propiedades fertilizantes del digestato. La desulfuración biológica frecuentemente es llevada a cabo dentro del digestor, como un método económico. Para este tipo de desulfuración, el oxígeno y la bacteria “sulfobacter oxidans” deben estar presentes, para convertir el sulfuro de hidrogeno en azufre elemental, en presencia de oxígeno. La “sulfobacter oxidans” está presente dentro del digestor (no tiene que ser agregada) como un sustrato del AD conteniendo los nutrientes necesarios para su metabolismo. El oxígeno es proporcionado por inyección de aire encima del digestor, hecho con la ayuda de un pequeño compresor. El tubo de aire de inyección dentro del digestor debe estar posicionado en el lado opuesto de la salida del biogás, para evitar bloqueo en la tubería de salida (Teodorita et al, 2008).



Figura 13.1.1.1. Azufre Elemental, resultado de Desulfuración dentro del Digestor (RUTZ 2007).

El aire es inyectado directamente en el espacio de cabecera del digestor y la reacción ocurre en el espacio de cabecera del reactor, en la capa flotante (si existen) y en las paredes del reactor. Debido a la naturaleza acida de los productos hay el riesgo de corrosión. El proceso es dependiente de la existencia de una capa flotante estable dentro del digestor. Por estas razones, el proceso a menudo está tomando lugar en un reactor separado como se muestra en la figura 13.1.2.1.

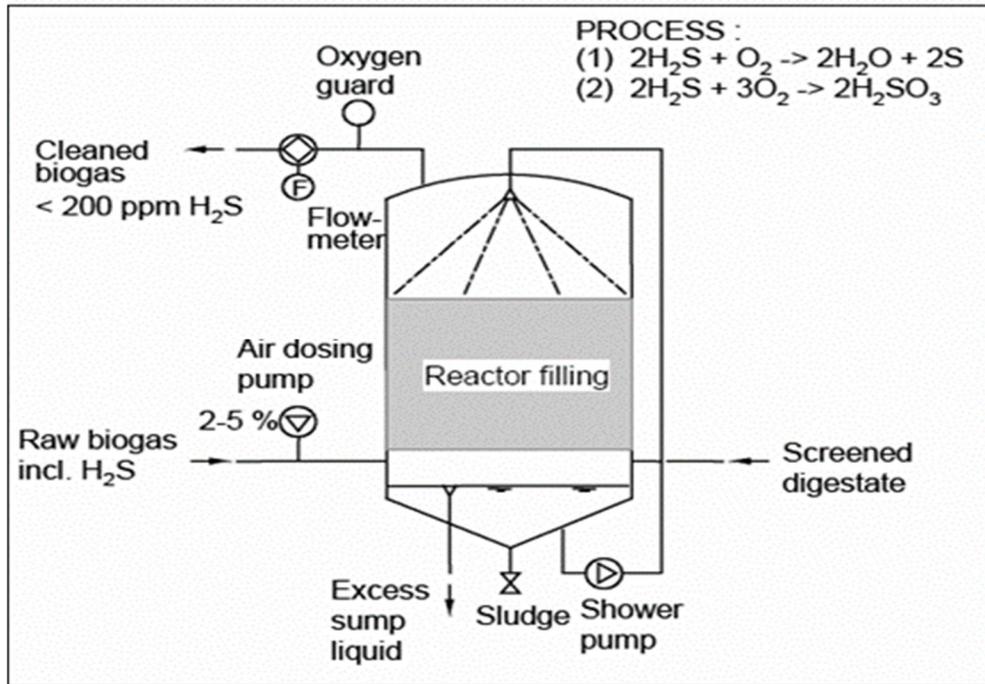


Figura 13.1.2.1. Diagrama esquemático de sistema para Oxidación Biológica de H_2S (ANGELIDAKI 2004)

13.1.2. *Desulfuración Biológica fuera del Digestor*

La desulfuración biológica puede tomar lugar fuera del digestor en tanques o columnas de desulfuración. Este método facilita el control de procesos de desulfuración y el ajuste preciso de adición de oxígeno.

El reactor es similar a un depurador, consistiendo de un relleno poroso (aleatoriamente empacado de elementos plásticos o similares) donde los microorganismos pueden crecer, un sumidero, un arreglo de bomba y una boquilla, permitiendo regular la ducha del relleno.

La ducha tiene la función de lavar los productos ácidos y suministrar nutrientes a los microorganismos. El sumidero debe, por lo tanto, contener un líquido con alta alcalinidad, rico en nutrientes esenciales para los microorganismos. El digesto, preferiblemente tamizado, es en este caso la elección ideal y disponible (Teodorita et al, 2008).

Un reactor cargando aproximadamente 10 m³/h de biogás por m³ del reactor de relleno y una temperatura de proceso alrededor de los 35°C puede ser elegido normalmente. El proceso ha mostrado ser muy eficiente, siempre que suficiente aire sea inyectado (ligeramente mayor al estequiométricamente necesario). El pH del sumidero debe ser mantenido igual o mayor que 6.0. Un procedimiento de lavado, donde los elementos de relleno son dispersos a través de una mezcla aire/agua, ha de ser llevado a cabo en intervalos regulares para prevenir que depósitos libres de azufre cierren el relleno del reactor.

En algunos casos, cuando el biogás es guardado o pasa por digestato almacenado el reactor de H₂S es omitido y solo se inyecta aire. La limpieza del biogás, en tal caso, depende de la formación de una capa flotante en el tanque de almacenamiento, en el que los microorganismos pueden crecer y ejecutar la oxidación. Una capa flotante puede usualmente ser mantenida con la elección de una intensidad baja de mezcla, sin demasiados problemas en la operación del tanque como almacenamiento intermedio. Esta solución es más económica, pero también menos confiable, como las capas flotantes son menos estables, es decir, se debilitan durante la noche sin previo aviso y resurgen algunos días después, periodos con baja eficiencia de remoción de H₂S son, por lo tanto, menos probable de ocurrir (Teodorita et al, 2008).

13.1.3. *Desulfuración Química dentro del Digestor*

La desulfuración también puede ser hecha por adición de una sustancia química a la mezcla de alimentación, dentro del digestor. De esta forma, el azufre se enlaza químicamente durante el proceso AD, evitando la liberación de sulfuro de hidrogeno en el biogás. Por lo tanto, el azufre no se pierde, sino permanece en el digestato (Teodorita et al, 2008).

13.1.4. Desulfuración Química fuera del Digestor

La desulfuración química puede tomar lugar fuera del digestor, usando por ejemplo una base (usualmente Hidróxido de sodio). El método necesita equipo especial.

Otro método químico para reducir el contenido de sulfuro de hidrogeno es agregar solución ferrosa a la alimentación. Los compuestos ferrosos enlazan el sulfuro en un compuesto insoluble en la fase líquida, evitando la producción de sulfuro de hidrógeno gaseoso. El método es más caro, ya que el consumo de material ferroso en una base estequiometría ha probado ser 2-3 veces la reducción deseada en sulfuro de hidrógeno gaseoso (ANGELIDAKI 2004). Una alternativa más barata es, por lo tanto, suministrar cosustratos (desechos orgánicos) conteniendo material ferroso y usar la adición ferrosa solo como respaldo.

Otras Formas de Eliminación del ácido sulfhídrico son:

1. Haciéndolo burbujear a través de una solución de soda caustica en agua que contiene sulfato de cobre disuelto.
2. Pasándolo por una trampa de limadura de hierro (esponjilla de alambre).
3. Hacer pasar el gas por un filtro que contiene Hidróxido de Hierro. El H₂S del gas se combina con el hierro formando sulfuro de hierro según la fórmula descrita más abajo. Esta reacción es reversible y el hidróxido de hierro puede ser regenerado exponiendo el sulfuro al aire con cuidado debido a que la reacción es exotérmica.



Ecuación 13.1.4.1. Formación de Sulfuro de Hierro por rompimiento del Sulfuro de Hidrógeno con Hidróxido de Hierro.



Ecuación 13.1.4.2. Regeneración de Hidróxido de Hierro por Oxidación del Sulfuro de hierro y formación de Azufre Sólido.

13.2. Secado

La humedad relativa del biogás dentro del digestor es 100%, ya que el biogás está saturado con vapor de agua. Para proteger los equipos de conversión energética del deterioro y del daño eventual, el agua debe ser removida del biogás producido (Teodorita et al, 2008).

La cantidad de agua contenida en el biogás depende de la temperatura. Una parte del vapor de agua puede ser condensada por enfriamiento del gas. Esto es frecuentemente hecho en las tuberías de transporte de biogás del digestor a la unidad CHP. El agua condensa en las paredes del tubo inclinado y puede ser colectada en un separador de condensación, en el punto más bajo de la tubería. Un prerrequisito para el enfriamiento efectivo del biogás en las tuberías es una longitud suficiente del tubo respectivo. Si las tuberías de biogás son puestas bajo tierra, el efectivo enfriamiento es incluso mayor. Para tuberías subterráneas, es muy importante que sea colocada en una fundación estable, para garantizar la inclinación de las tuberías, que puede ser afectada por el hundimiento o movimiento terrestre. El separador de condensación debe mantenerse libre de niebla y fácilmente accesible, para ser regularmente vaciado. En adición al vapor de agua eliminado, la condensación también elimina algo de las sustancias no deseadas tales como agua, aerosoles y gases solubles (Teodorita et al, 2008).

Otra posibilidad de secado del biogás es por enfriamiento del gas en enfriadores de gas alimentados eléctricamente, a temperaturas debajo de 10°C, lo cual permite eliminar mucha humedad. Para minimizar la humedad relativa, pero no la humedad absoluta, el gas puede ser calentado nuevamente después de enfriarlo, para evitar la condensación a lo largo de las tuberías de gas.

Otras Formas de eliminación de humedad son:

1. Haciendo circular el biogás entre Cloruro de Calcio.
2. Haciendo circular el biogás entre Sílica Gel.

Eliminación del Dióxido de Carbono.

1. El gas carbónico se elimina haciendo burbujear el biogás a través de agua.

13.3. Funcionamiento de Tipos de Motores Diésel

13.3.1. *Motor de Inyección Directa*

El motor de inyección directa se diferencia de los otros tipos de motores en que su consumo de combustible es poco y en que su puesta en marcha es fácil.

13.3.2. *Motor con Cámara de Pre-combustión*

En el motor con cámara de pre-combustión, el aire es enviado a esta cámara de pre-combustión durante el tiempo de compresión.

13.3.3. *Motor con Cámara de Turbulencia*

La cámara de turbulencia está destinada a evitar los inconvenientes de la inyección directa y de la cámara de pre-combustión.

13.3.4. *Motor con Cámara de Reserva de Aire*

La cámara de aire tiene el mismo objeto que la cámara de pre-combustión y la cámara de turbulencia. Proporciona una buena mezcla del combustible con el aire, con pequeña presión de inyección (POURBAIX, ALBERTAL, 1996; P. 14-16).

El primer motor de encendido por compresión fue creado por Rudolph Diesel hacia 1892. Según el ciclo que ha tomado el nombre de su creador, la combustión se realiza a presión constante. Los combustibles son hidrocarburos líquidos de características inferiores a los carburantes usados en los motores de encendido por chispa y son menos volátiles. Teniendo una densidad mayor se les llama combustibles líquidos pesados. El tipo más conocido porque es el más usado para los motores de los vehículos es el gasoil (gasóleo).

La alimentación del combustible se realiza exclusivamente por inyección.

Los motores EC (encendido por compresión) están próximos, por importancia y variedad de aplicaciones a los motores ECh (encendido por chispa) pertenecen a su amplia gama los grandes motores Diésel lentos para instalaciones fijas o navales y los motores Diésel rápidos empleados en la locomoción terrestre y en las embarcaciones ligeras.

Han de considerarse del tipo EC los motores sami-Diesel, también llamados de cabeza incandescente. Los motores de encendido por compresión funcionan tanto a 4 como a 2 tiempos. Los motores de 2 tiempos no presentan consumo de combustible superiores a los 4 tiempos, porque el barrido en los cilindros se hace con aire puro y no con mezcla combustible; por esta razón no se producen pérdidas de combustible a través del escape (GIACOSA, 2000; p. 15-16).

Los motores de encendido por compresión (EC) pueden a su vez subdividirse:

1. Según el sistema de encendido del combustible
 - Motores Diésel.
 - Motores sami-Diésel.
2. Según la posición del inyector
 - Motores a inyección en cámara separada.
 - Motores a inyección directa.
3. Según el sistema de inyección de combustible
 - Motores a inyección neumática.
 - Motores a inyección sólida.
4. En relación al régimen y características de utilización
 - Motores lentos.
 - Motores rápidos.
5. En relación al modo de actuar del fluido de trabajo sobre el pistón
 - Motores de efecto simple.
 - Motores de doble efecto.

13.4. Generación de Electricidad

El biogás debe ser extraído y eliminado mediante combustión para reducir su impacto medioambiental y, si lo permite el caudal extraído, puede usarse como fuente de energía. Esta técnica, suficientemente utilizada en muy diversos lugares es empleada para abastecer eléctricamente a instalaciones de muy variada índole. El aprovechamiento energético del biogás viene determinado por su poder calorífico. El metano tiene un PCI de 8900 kcal/Nm³, pero teniendo en cuenta al resto de componentes del biogás, resulta un PCI de aproximado de 4200 kcal/Nm³. En el mercado existen motores específicos para la combustión de este gas.

Acoplado un alternador se obtiene energía eléctrica. Los equipos modernos quemán eficazmente el gas con una proporción muy baja de aire, reduciendo las emisiones de gases contaminantes. Una relación habitual de producción es obtener 1kw/h a partir de 1.2m³ de biogás (Colomer y Gallardo, 2007; p. 274-275).

Tanto Generadores Síncronos como Asíncronos son usados en unidades combinadas de potencia y calor. Debido al alto consumo de corriente reactiva, tiene sentido usar generadores asíncronos solo en unidades con índices menores a 100 kWel. Consecuentemente, los generadores síncronos normalmente son usados en plantas de biogás.

13.5. Eficiencias Eléctrica y de salida

La eficiencia de una unidad combinada de calor y potencia es una medida de como eficientemente la energía suministrada es convertida. La eficiencia global está compuesta de una combinación de eficiencia eléctrica y térmica, y normalmente yace entre 80 y 90%. En el caso ideal, por consiguiente, el 90% de la entrada térmica nominal total puede ser usada por conversión energética (Fanchagentur, 2012).

La entrada térmica nominal es calculada como sigue:

$$\dot{Q}_F = (v_B \cdot \dot{H}_i)$$

Ecuación 13.5.1. Cálculo de la entrada térmica nominal (Fanchagentur, 2012)

Dónde:

Q_F = Entrada Térmica nominal [kW]

v_B = Caudal de Biogás [m³/h]

H_i = Valor Calorífico del Biogás [kWh/ m³].

Como regla general para la ignición por chispa de gas y motores de gas de encendido piloto, puede ser asumido que la eficiencia eléctrica y térmica cada cual representa un 50% de la eficiencia total. La eficiencia eléctrica está compuesta de la eficiencia mecánica del motor y de la eficiencia del generador y se obtiene de multiplicar las dos eficiencias. Una descripción de las eficiencias alcanzables es dada en la figura 13.5.1 (Fanchagentur, 2012).

La eficiencia eléctrica de unidades Combinadas de Calor y Potencia (CHP) alimentadas por motores de gas de encendido piloto están entre 30 y 43%. Al menos en el rango de salida de potencia inferior son más altos que los de las unidades CHP alimentadas por motores de encendido por chispa de gas con la misma salida eléctrica. Las eficiencias de unidades CHP alimentadas por motores de gas encendido por chispa están entre 34 y 40%. La eficiencia eléctrica de ambas; motores de gas de encendido piloto y motores de encendido por

chispa de gas crece con el incremento eléctrico de salida. A medida que los fabricantes de unidades de CHP calculan las eficiencias en condiciones de banco de pruebas (operaciones continuas con gas natural), las cifras obtenidas en operación del mundo real de una planta de biogás son usualmente más bajas que los valores del fabricante. En particular, debería notarse que en la práctica es extremadamente raro ser capaz de ejecutar continuamente a plena carga y que las eficiencias en la operación de carga parcial son menores que a plena carga. Esta dependencia es específica de la unidad y puede ser deducida de las respectivas hojas de datos técnicos (Fanchagentur, 2012).

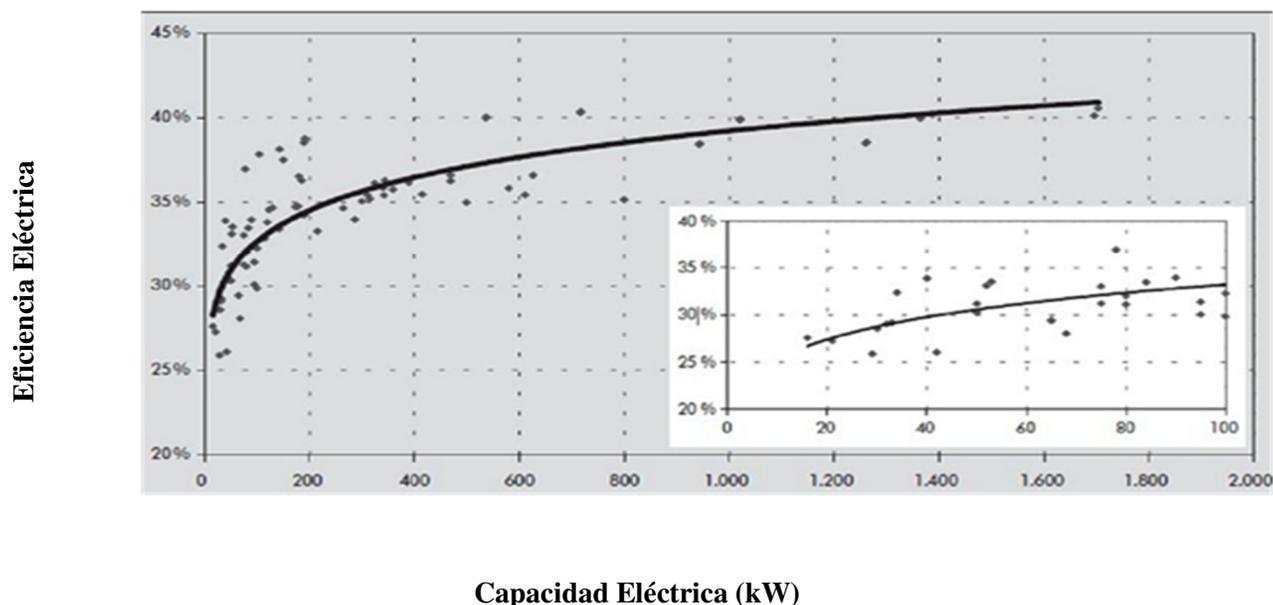


Figura 13.5.1. Eficiencia Eléctrica de Biogás en Unidades CHP (ASUE 2005).

Una multiplicidad de factores puede influenciar la eficiencia eléctrica, rendimiento y la emisión de gases tóxicos de una unidad CHP. En particular, no solo componentes de motores, tal como bujías, aceite de motor, válvulas y pistones, sino también filtros de aire, filtros de gas y filtros de aceite están sujetos a desgaste relacionado con la edad. Estos componentes de desgaste deben ser reemplazados a intervalos regulares para prolongar la vida de servicio de la unidad CHP. Los intervalos requeridos de mantenimiento normalmente son especificados por el fabricante de la unidad CHP. La forma en que se configura la unidad CHP, tal como, la relación lambda, tiempo de encendido y juego de válvulas, también tienen una influencia sustancial no solo en la eficiencia eléctrica y salida, sino también en el nivel de emisiones de gases nocivos. El desempeño de las operaciones de mantenimiento y ajuste es responsabilidad del operador de la planta. Este trabajo puede ser realizado por el operador de la planta o por un subcontratado a través de un contrato de mantenimiento con un equipo de servicio del fabricante de la unidad CHP u otro proveedor de servicios

(Fanchagentur, 2012).

14. CUANTIFICACIÓN DE ENERGÍA A PARTIR DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS PROVENIENTE DEL ESTIÉRCOL BOBINO/PORCINO EN EL SALVADOR

Luego de haber identificado la cantidad de ganado bobino/porcino diseminado en el país, se podrá hacer las estimaciones de la producción de sustratos (estiércol) en función de la población de ganado existente de acuerdo a las tablas 14.1, tabla 14.2 y tabla 14.3, en dichas tablas se puede observar que hay población de ganado identificada de acuerdo a sus diferentes características lo cual implica que se puede cuantificar diferentes cantidades de sustratos dado el inventarió que se tiene.

Para la producción de sustrato ya hay valores estimados que van de acuerdo con la dieta, el peso y otras variables que se consideran, para nuestro caso se ha establecido una tasa promedio de acuerdo a las diferentes categorizaciones hechas en las tablas 14.1, tabla 14.2 y tabla 14.3, además de consultas hechas a personas que trabajan en el rubro de la ganadería de nuestro país. En la tabla 14.4, se presenta un estimado de la producción de estiércol para los diferentes tipos de ganado.

EL SALVADOR

INVENTARIO DE GANADO BOVINO POR TIPO DE EXPLOTACIÓN, SEXO Y ESTADO PRODUCTIVO, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO
2016
(CABEZAS)

DEPARTAMENTO	BOVINOS GRANJAS COMERCIALES									BOVINOS PATIO		TOTALES
	HEMBRAS				MACHOS					HEMBRAS	MACHOS	
	VACAS		NOVILLAS	TERNERAS	TOROS SEMENTAL	BUEYES	TORETES	NOVILLOS	TERNEROS			
	HORRAS	PARIDAS										
Región I	28,883	31,603	19,258	18,556	4,402	706	2,171	6,262	6,911	18,005	11,126	136,473
Ahuachapán	7,517	7,690	5,878	5,247	2,167	348	540	4,506	1,911	4,823	5,153	43,582
Santa Ana	13,225	12,683	5,369	7,861	1,292	43	1,177	606	1,871	7,169	2715	50,820
Sonsonate	8,141	11,229	8,011	5,448	943	315	454	1,149	3,128	6,013	3,258	42,071
Región II	26,465	38,625	26,675	24,078	5,150	904	4,807	1,805	9,977	21,219	12,319	159,205
Chalatenango	13,755	22,073	16,253	13,726	3,515	7	4,367	430	6,070	12,054	7,828	84,467
La Libertad	9,741	10,612	7,808	6,485	1,394	713	324	1,316	2,942	6,346	3,640	46,685
San Salvador	953	3,418	729	2,307	46	16	17	58	572	1,357	386	12,754
Cuscatlán	2,016	2,521	1,884	1,560	195	167	99	0	393	1,462	465	15,299
Región III	28,710	37,232	23,996	17,793	4,665	685	3,949	6,315	12,770	19,733	15,441	167,504
La Paz	6,017	6,042	5,521	3,257	1,014	316	251	244	2,340	3,817	2,265	36,689
Cabañas	16,727	23,431	11,605	9,830	2,295	0	1,721	5,202	7,668	11,282	9,186	88,985
San Vicente	5,966	7,759	6,869	4,706	1,356	369	1,977	869	2,762	4,634	3,990	41,830
Región IV	95,155	74,277	87,759	42,856	12,203	4,745	9,670	1,390	33,846	54,960	33,649	478,521
Usulután	45,785	26,016	37,689	15,759	3,177	2,430	2,943	657	11,991	22,942	11,532	185,027
San Miguel	24,304	15,813	22,766	11,362	3,521	1,475	4,493	529	10,195	13,600	10,996	130,305
Morazán	8,560	13,501	10,597	6,230	2,109	91	1,411	77	4,896	7,123	4,670	68,374
La Unión	16,506	18,946	16,707	9,504	3,397	749	822	127	6,763	11,295	6,451	94,815
Total	179,213	181,736	157,688	103,283	26,421	7,040	20,597	15,771	63,503	113,917	72,535	941,703

FUENTE: Encuesta Nacional Agropecuaria de Propósitos Múltiples (ENAPM 2016-2017), DGEA-MAG

Tabla 24Tabla 14.1. INVENTARIO DE GANADO BOVINO POR TIPO DE EXPLOTACIÓN, SEXO Y ESTADO PRODUCTIVO, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO.

EL SALVADOR

INVENTARIO DEL HATO PORCINO DE GRANJA POR SEXO Y EDAD, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO, 2016

(CABEZAS)

DEPARTAMENTO	TOTAL			MACHOS			HEMBRAS		
	TOTAL	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES	TOTAL	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES	TOTAL	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES
Región I	29,145	24,677	4,469	12,435	12,238	196	16,711	12,438	4,272
Ahuachapán	13,422	11,180	2,242	5,379	5,266	113	8,043	5,914	2,129
Santa Ana	6,914	6,096	818	3,101	3,078	23	3,813	3,018	795
Sonsonate	8,809	7,401	1,408	3,955	3,895	60	4,854	3,506	1,348
Región II	6,756	5,359	1,397	2,726	2,626	99	4,030	2,732	1,298
Chalatenango	935	650	284	366	325	41	569	325	244
La Libertad	5,320	4,458	862	2,068	2,051	17	3,252	2,407	845
Cuscatlán	502	251	251	293	251	42	209	0	209
Región III	29,002	24,822	4,180	14,901	14,688	212	14,101	10,134	3,968
La Paz	393	281	112	175	141	35	218	141	77
Cabañas	28,452	24,427	4,025	14,605	14,442	164	13,846	9,985	3,861
San Vicente	157	114	43	120	106	14	37	8	29
Región IV	44,386	33,544	10,843	24,964	24,726	238	19,423	8,818	10,605
Usulután	1,703	1,310	393	782	782	0	921	528	393
San Miguel	1,042	873	169	487	482	5	555	391	164
Morazán	1,775	1,499	276	803	803	0	972	696	276
La Unión	39,866	29,862	10,004	22,892	22,659	233	16,975	7,203	9,771
Total	109,290	88,401	20,888	55,025	54,279	746	54,265	34,123	20,142

Fuente: Encuesta Nacional Agropecuaria de Propósitos Múltiples (ENAPM 2016-2017), DGEA-MAG

Tabla 25 Tabla 14.2. INVENTARIO DEL HATO PORCINO DE GRANJA POR SEXO Y EDAD, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO.

EL SALVADOR			
EXISTENCIA DE GANADO PORCINO A NIVEL FAMILIAR, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO - 2016			
(CABEZAS)			
DEPARTAMENTO	TOTAL	MACHOS	HEMBRAS
Región I	22,319	11,260	11,059
Ahuachapán	14,480	7,132	7,347
Santa Ana	2,317	987	1,330
Sonsonate	5,523	3,141	2,382
Región II	11,781	6,860	4,922
Chalatenango	844	721	122
La Libertad	7,100	4,974	2,126
San Salvador	2,195	116	2,079
Cuscatlán	1,642	1,048	594
Región III	17,594	10,038	7,557
La Paz	8,454	4,138	4,316
Cabañas	5,380	3,495	1,886
San Vicente	3,760	2,405	1,355
Región IV	67,857	36,411	31,446
Usulután	18,923	9,407	9,516
San Miguel	11,183	6,185	4,998
Morazán	11,545	4,725	6,821
La Unión	26,206	16,094	10,111
Total	119,551	64,568	54,983

Fuente: Encuesta Nacional Agropecuaria de Propósitos Múltiples (ENAPM 2016-2017), DGEA-MAG

Tabla 26Tabla 14.3. EXISTENCIA DE GANADO PORCINO A NIVEL FAMILIAR, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO.

14.1. Estimación de producción de estiércol para los diferentes tipos de ganado en El Salvador

Para la producción de estiércol se han tomado las siguientes consideraciones, una vaca lechera produce 30 a 70 kg de estiércol por día, unos 20-24 lechones (peso hasta 30 kg) producen alrededor de 14,5 kg de estiércol por día. Los cerdos con un peso desde 30 hasta 110 kg producen alrededor de 3,5 kg de estiércol por día.

ESTIMACION DE PRODUCCION ESTIERCOL PARA GANADO BOVINO											
Unidad	BOVINOS GRANJAS COMERCIALES									BOVINOS PATIO	
	HEMBRAS				MACHOS					HEMBRAS	MACHOS
	VACAS		NOVILLAS	TERNERAS	TOROS SEMENTAL	BUEYES	TORETES	NOVILLOS	TERNEROS		
	HORRAS	PARIDAS									
(kg)	30	30	12	12	30	30	30	12	12	30	30

Tabla 27Tabla 14.4. ESTIMACION DE PRODUCCION ESTIERCOL PARA GANADO BOBINO.

ESTIMACION DE PRODUCCION DE ESTIERCOL PARA GANADO PORCINO						
Unidad	EADAES		MACHOS		HEMBRAS	
	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES
(kg)	2.50	3	2.50	3	3	3

Tabla 28Tabla 14.5. ESTIMACION DE PRODUCCION ESTIERCOL PARA GANADO PORCINO.

ESTIMACION DE PRODUCCION DE ESTIERCOL PARA PORCINO A NIVEL FAMILIAR		
Unidad	MACHOS	HEMBRAS
(kg)	3.50	3.50

Tabla 29Tabla 14.6 ESTIMACION DE PRODUCCION ESTIERCOL PARA PORCINO A NIVEL FAMILIAR.

En las Tablas 14.4; Tabla 14.5; Tabla 14.6; se muestra estimaciones de Producción de estiércol por categoría y tipos de ganado.

14.2. Cálculo para la producción de estiércol

Luego de haber establecido la producción de estiércol para cada una de las categorizaciones de acuerdo al inventario de ganado, se procederá a la cuantificación de estiércol con la cantidad de cabezas de ganado de acuerdo a datos del inventario, para este caso se hará aplicando la EC 14.1 y los resultados se presentan en las tablas, Tabla 14.7; Tabla 14.8; Tabla 14.9

$$Produccion\ estiercol\ (kg/dia) = N^{\circ}\ de\ cabezade\ de\ ganado * Produccion\ de\ estiercol\ EC\ 13.1$$

EL SALVADOR

INVENTARIO DE GANADO BOVINO POR TIPO DE EXPLOTACIÓN, SEXO Y ESTADO PRODUCTIVO, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO

2016

(CABEZAS)

DEPARTAMENTO	BOVINOS GRANJAS COMERCIALES																		BOVINOS PATIO				TOTALES	
	HEMBRAS									MACHOS									HEMBRAS	MACHOS				
	VACAS			NOVILLAS	TERNERAS	TOROS SEMENTAL	BUEYES	TORETES	NOVILLOS	TERNEROS	HEMBRAS	MACHOS												
	HORRAS	PARIDAS																						
Región I	28,883	866,504	31,603	948,077	19,258	231,099	18,556	222,671	4,402	132,070	706	21,189	2,171	65,129	6,262	75,145	6,911	82,931	18,005	540,150	11,126	333,780	136,473	4094,187
Ahuachapán	7,517	225,517	7,690	230,710	5,878	70,538	5,247	62,964	2,167	65,018	348	10,441	540	16,197	4,506	54,078	1,911	22,938	4,823	144,690	5,153	154,590	43,582	1307,471
Santa Ana	13,225	396,760	12,683	380,501	5,369	64,430	7,861	94,329	1,292	38,768	43	1,285	1,177	35,322	606	7,278	1,871	22,455	7,169	215,070	2,715	81,450	50,820	1524,587
Sonsonate	8,141	244,227	11,229	336,866	8,011	96,132	5,448	65,378	943	28,283	315	9,463	454	13,611	1,149	13,789	3,128	37,538	6,013	180,390	3,258	97,740	42,071	1262,128
Región II	26,465	793,950	38,625	1158,737	26,675	320,101	24,078	288,936	5,150	154,499	904	27,108	4,807	144,221	1,805	21,654	9,977	119,720	21,219	636,570	12,319	369,570	159,205	4776,152
Chalatenango	13,755	412,647	22,073	662,185	16,253	195,038	13,726	164,708	3,515	105,447	7	210	4,367	131,013	430	5,155	6,070	72,842	12,054	361,620	7,828	234,840	84,467	2534,009
La Libertad	9,741	292,244	10,612	318,374	7,808	93,698	6,485	77,824	1,394	41,825	713	21,402	324	9,720	1,316	15,797	2,942	35,308	6,346	190,380	3,640	109,200	46,685	1400,541
San Salvador	953	28,587	3,418	102,544	729	8,752	2,307	27,685	46	1,371	16	480	17	510	58	702	572	6,858	1,357	40,710	386	11,580	12,754	382,620
Cuscatlán	2,016	60,472	2,521	75,634	1,884	22,613	1,560	18,718	195	5,856	167	5,017	99	2,978	0	0	393	4,712	1,462	43,860	465	13,950	15,299	458,981
Región III	28,710	861,300	37,232	1116,957	23,996	287,947	17,793	213,521	4,665	139,955	685	20,548	3,949	118,468	6,315	75,776	12,770	153,237	19,733	591,990	15,441	463,230	167,504	5025,123
La Paz	6,017	180,521	6,042	181,262	5,521	66,253	3,257	39,088	1,014	30,419	316	9,473	251	7,535	244	2,924	2,340	28,080	3,817	114,510	2,265	67,950	36,689	1100,674
Cabañas	16,727	501,809	23,431	702,937	11,605	139,262	9,830	117,965	2,295	68,845	0	0	1,721	51,622	5,202	62,421	7,668	92,017	11,282	338,460	9,186	275,580	88,985	2669,549
San Vicente	5,966	178,970	7,759	232,759	6,869	82,432	4,706	56,468	1,356	40,691	369	11,075	1,977	59,312	869	10,431	2,762	33,141	4,634	139,020	3,990	119,700	41,830	1254,901
Región IV	95,155	2854,643	74,277	2228,296	87,759	1053,112	42,856	514,267	12,203	366,102	4,745	142,350	9,670	290,095	1,390	16,675	33,846	406,147	54,960	1648,800	33,649	1009,470	478,521	14355,642
Usulután	45,785	1373,536	26,016	780,469	37,689	452,270	15,759	189,110	3,177	95,295	2,430	72,885	2,943	88,302	657	7,885	11,991	143,889	22,942	688,260	11,532	345,960	185,027	5550,816
San Miguel	24,304	729,132	15,813	474,399	22,766	273,192	11,362	136,344	3,521	105,615	1,475	44,252	4,493	134,790	529	6,345	10,195	122,345	13,600	408,000	10,996	329,880	130,305	3909,156
Morazán	8,560	256,791	13,501	405,037	10,597	127,164	6,230	74,761	2,109	63,276	91	2,739	1,411	42,331	77	926	4,896	58,757	7,123	213,690	4,670	140,100	68,374	2051,222
La Unión	16,506	495,183	18,946	568,391	16,707	200,487	9,504	114,052	3,397	101,915	749	22,474	822	24,673	127	1,518	6,763	81,156	11,295	338,850	6,451	193,530	94,815	2844,448
Total	179,213	5376,397	181,736	5452,068	157,688	1892,259	103,283	1239,394	26,421	792,625	7,040	211,195	20,597	617,914	15,771	189,249	63,503	762,035	113,917	3417,510	72,535	2176,050	20892,349	626770,482

Tabla 14.7

Tabla 30Tabla 14.7. CUANTIFICACION DE SUSTRATO POR TIPO DE EXPLOTACION, SEXO, ESTADO PRODUCTIVO SEGUN REGION Y DEPARTAMENTO.

EL SALVADOR																	
INVENTARIO DEL HATO PORCINO DE GRANJA POR SEXO Y EDAD, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO, 2016																	
(CABEZAS)																	
DEPARTAMENTO	TOTAL				MACHOS						HEMBRAS						
	TOTAL	MENORES DE 6 MESES		MAYORES DE 6 MESES	TOTAL		MENORES DE 6 MESES		MAYORES DE 6 MESES		TOTAL		MENORES DE 6 MESES		MAYORES DE 6 MESES		
Región I	29,145	24,677	61,692	4,469	8,937	12,435	37,304	12,238	30,596	196	491	16,711	50,132	12,438	37,315	4,272	12,817
Ahuachapán	13,422	11,180	27,949	2,242	4,485	5,379	16,136	5,266	13,164	113	283	8,043	24,130	5,914	17,742	2,129	2,129
Santa Ana	6,914	6,096	15,240	818	1,636	3,101	9,303	3,078	7,695	23	58	3,813	11,439	3,018	9,054	795	795
Sonsonate	8,809	7,401	18,503	1,408	2,817	3,955	11,865	3,895	9,737	60	150	4,854	14,563	3,506	10,519	1,348	1,348
Región II	6,756.18	5,359	13,397	1,397	2,795	2,726	8,178	2,626	6,566	99	249	4,030	12,091	2,732	8,197	1,298	3,894
Chalatenango	935	650	1,626	284	569	366	1,097	325	813	41	102	569	1,707	325	975	244	244
La Libertad	5,320	4,458	11,144	862	1,724	2,068	6,203	2,051	5,126	17	43	3,252	9,757	2,407	7,222	845	845
Cuscatlán	502	251	627	251	502	293	878	251	627	42	105	209	627	0	0	209	209
Región III	29,002	24,822	62,056	4,180	8,360	14,901	44,702	14,688	36,721	212	531	14,101	42,304	10,134	30,402	3,968	11,903
La Paz	393	281	703	112	224	175	526	141	352	35	87	218	654	141	422	77	77
Cabañas	28,452	24,427	61,068	4,025	8,049	14,605	43,816	14,442	36,105	164	409	13,846	41,539	9,985	29,956	3,861	3,861
San Vicente	157	114	284	43	87	120	359	106	264	14	35	37	112	8	24	29	29
Región IV	44,386	33,544	83,859	221,004	442,007	24,964	74,891	24,726	61,814	238	595	19,423	58,268	8,818	26,454	10,605	31,814
Usulután	1,703	1,310	3,274	393	787	782	2,345	782	1,954	0	0	921	2,763	528	1,583	393	393
San Miguel	1,042	873	2,183	169	338	487	1,461	482	1,205	5	13	555	1,665	391	1,173	164	164
Morazán	1,775	1,499	3,748	276	552	803	2,410	803	2,008	0	0	972	2,916	696	2,087	276	276
La Unión	39,866	29,862	74,655	10,004	20,008	22,892	68,675	22,659	56,646	233	582	16,975	50,924	7,203	21,610	9,771	9,771
Total	109,290	88,401	221,004	231,049	462,099	55,025	165,075	54,279	135,697	746	1,865	54,265	162,795	34,123	102,368	20,142	60,427

Tabla 14.8

Tabla 31Tabla 14.8. CUANTIFICACION DE SUSTRATO DEL HATO PORCIONO DE GRANJA POR SEXO, ESTADO PRODUCTIVO SEGUN REGION Y DEPARTAMENTO.

EL SALVADOR				
EXISTENCIA DE GANADO PORCINO A NIVEL FAMILIAR, SEGÚN REGIÓN Y DEPARTAMENTO - 2016				
(CABEZAS)				
DEPARTAMENTO	TOTAL	MACHOS	HEMBRAS	Estiercol
Región I	22,319	11,260	11,059	78,117
Ahuachapán	14,480	7,132	7,347	50,678
Santa Ana	2,317	987	1,330	8,110
Sonsonate	5,523	3,141	2,382	19,329
Región II	11,781	6,860	4,922	41,235
Chalatenango	844	721	122	2,954
La Libertad	7,100	4,974	2,126	24,851
San Salvador	2,195	116	2,079	7,683
Cuscatlán	1,642	1,048	594	5,748
Región III	17,594	10,038	7,557	61,580
La Paz	8,454	4,138	4,316	29,590
Cabañas	5,380	3,495	1,886	18,831
San Vicente	3,760	2,405	1,355	13,159
Región IV	67,857	36,411	31,446	237,498
Usulután	18,923	9,407	9,516	66,231
San Miguel	11,183	6,185	4,998	39,139
Morazán	11,545	4,725	6,821	40,409
La Unión	26,206	16,094	10,111	91,719
Total	119,551	64,568	54,983	418,430

Tabla 32Tabla 14.9. CUANTIFICACION DE SUSTRATO POR EXISTENCIA DE GANADO PORCINO ANIVEL FAMILIAR SEGUN REGION Y DEPARTAMENTO.

Luego de haber aplicado la ecuación (EC 14.1), Se obtiene la producción de estiércol para las diferentes regiones del país, las cuales se resumen en las tablas siguientes, Tabla 14.10; Tabla 14.11; Tabla 14.12

Regiones	PRODUCCION DE ESTIERCOL BOBINO POR REGION									BOVINOS PATIO		TOTALES
	HEMBRAS				MACHOS					HEMBRAS	MACHOS	
	VACAS		NOVILLAS	TERNERAS	TOROS SEMENTAL	BUEYES	TORETES	NOVILLOS	TERNEROS			
	HORRAS	PARIDAS										
Región 1	866,504	948,077	231,099	222,671	132,070	21,189	65,129	75,145	82,931	540,150	333,780	3518,745
Región 2	793,950	1158,737	320,101	288,936	154,499	27,108	144,221	21,654	119,720	636,570	369,570	4035,066
Región 3	861,300	1116,957	287,947	213,521	139,955	20,548	118,468	75,776	153,237	591,990	463,230	4042,929
Región 4	2854,643	2228,296	1053,112	514,267	366,102	142,350	290,095	16,675	406,147	1648,800	1009,470	10529,956

Tabla 33Tabla 14.10. CUANTIFICACION DE SUSTRATO BOBINO POR REGION.

PRODUCCION DE ESTIERCOL PORCINO POR REGION										
REGIONES	TOTAL			MACHOS			HEMBRAS			
	TOTAL	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES	TOTAL	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES	TOTAL	MENORES DE 6 MESES	MAYORES DE 6 MESES	TOTAL
Región 1	151,848	61,692	8,937	70,629	30,596	491	31,087	37,315	12,817	50,132
Región 2	35,097	13,397	2,795	16,192	6,566	249	6,815	8,197	3,894	12,091
Región 3	149,971	62,056	8,360	70,415	36,721	531	37,252	30,402	11,903	42,304
Región 4	646,543	83,859	442,007	525,866	61,814	595	62,409	26,454	31,814	58,268

Tabla 34Tabla 14.11. CUANTIFICACION DE SUSTRATO PORCINO POR REGION.

RESUMEN DE ESTIERCOL POR GRANJA Y POR FAMILIA			
DEPARTAMENTO	TOTAL	T PORCINO	FAMILIAR
Región 1	190,987	151,848	39,139
Región 2	75,506	35,097	40,409
Región 3	241,690	149,971	91,719
Región 4	1064,973	646,543	418,430

Tabla 35Tabla 14.12 CUANTIFICACION DE SUSTRATO PORCINO FAMILIAR POR REGION.

Luego de haber obtenido la producción de estiércol para las diferentes regiones como se muestran en las tablas; Tabla 14.10; Tabla 14.11; Tabla 14.12, se ha procedido al cálculo de producción de biogás de acuerdo a las EC 14.2 y EC 14.3 y los porcentajes de materia seca (ms) como los sólidos volátiles (sv) tanto para ganado bobino y porcino.

14.3. Cálculo de Producción de Biogás.

*Produccion de vacuno solido (kg) = kg de sustrato bobino * % materia seca (ms) * % sólidos volatiles(SV) EC 13.2.*

*Produccion de porcino sólido solido (kg) = kg de sustrato bobino * % materia seca (ms) * % sólidos volatiles(SV) EC 14.3.*

Dónde:

Para estiércol Vacuno sólido:

% materia seca (ms) = 25% Se obtiene de tabla

% solidos volatiles(SV) = 80% ; Se obtiene de tabla

Para estiércol Porcino:

% materia seca (ms) = 5% ; Se obtiene de tabla

% solidos volatiles(SV) = 75% ; Se obtiene de tabla

Aplicando la EC 14.2 y EC14.3 para las diferentes zonas se tienen tabla 14.13. Donde se puede ver la producción de sustrato por ganado de las diferentes regiones

Sustratos por regiones	kg de sustrato	ms (materia seca) %	sv (sólidos volátiles) % de MS	kg sv
Region 1				
Estiércol vacuno solido	3518,745	0.25	0.80	703,749
Estiércol porcino	190,987	0.05	0.75	7,162
Region 2				
Estiércol vacuno solido	4042,929	0.25	0.80	808,586
Estiércol porcino	75,506	0.05	0.75	2,831
Region 3				
Estiércol vacuno solido	4042,929	0.25	0.80	808,586
Estiércol porcino	241,690	0.05	0.75	9,063
Region 4				
Estiércol vacuno solido	10529,956	0.25	0.80	2105,991
Estiércol porcino	1064,973	0.05	0.75	39,937

Tabla 36Tabla 14.13 RESUMEN DE PRODUCCIÓN DE SUSTRATO POR GANADOS DE LAS DIFERENTES REGIONES

Luego de calcular la producción de sustrato para las diferentes regiones como se muestran en la tabla 14.13, se procede a calcular el volumen de biogás y el volumen de metano CH₄, aplicando las EC14.4 y EC 14.5.

$$\text{Volumen de biogas (m}^3\text{)} = \left(\frac{IBG}{kg\ SV} * kgSV (\text{Produccion de vacuno sólido}) + \frac{IBG}{kg\ SV} * kgSV (\text{Produccion de porcino sólido}) \right) * \left(\frac{1m^3}{1000l} \right) \quad \text{EC 14.4}$$

Para Estiércol de vacuno sólido = 455 $\frac{IBG}{kg\ SV}$ Se obtiene de tabla

Para Estiércol porcino = 450 $\frac{IBG}{kg\ SV}$ Se obtiene de tabla

$$\text{Volumen de CH}_4\text{ (m}^3\text{)} = \left(\frac{lCH_4}{kg\ SV} * kgSV (\text{Produccion de vacuno sólido}) + \frac{lCH_4}{kg\ SV} * kgSV (\text{Produccion de porcino sólido}) \right) * \left(\frac{1m^3}{1000l} \right) \quad \text{EC 14.5}$$

Para Estiércol de vacuno solido = 250 $\frac{lCH_4}{kg\ SV}$ Se obtiene de tabla

Para Estiércol porcino = 270 $\frac{lCH_4}{kg\ SV}$ Se obtiene de tabla

$$\text{Calor Q (Mcal)} = \left(PC(CH_4) \frac{Mcal}{m^3} * V(CH_4\ m^3) \right) \quad \text{EC 14.5 a}$$

Dónde:

$$PC(CH_4) = 5.1 \frac{Mcal}{m^3} ; \text{Poder calorífico del metano de tabla}$$

Aplicando la EC 14.4 y EC 14.5, EC 14.5 a para las diferentes zonas se tienen las siguientes tablas se obtienen los siguientes datos como se muestra en la Tabla 14.14

SUMARIO DE PRODUCCION DE VOLUMEN DE BIOGAS, METANO (CH₄) y CALOR (Q)				
Regiones	V-biogas (m3)	V-CH₄ (m3)	m3 CH₄/h	Q (Mcal)
Región 1	323,701	177,871	7,411	907,142.00
Región 2	368,573	202,518	8,438	1032,840.83
Región 3	372,329	204,594	8,525	1043427.075
Región 4	977,715	537,281	22,387	2740131.443
Total	2042,318	1122,263	46,761	5723,541.35

Tabla 37Tabla 14.14. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y METANO (CH₄) y Calor (Q).

14.4. Potencia disponible y potencia a instalar

Depende del caudal de biogás según la siguiente ecuación:

$$Potencia\ disponible\ (kw) = (n_t * PCI_{BIOGAS}) * Q_{BIOGAS} \quad EC\ 14.6$$

Dónde:

n_t = Rendimiento térmico de la generación eléctrica, asume valores de 25,33 y 40% para los escenarios, bajo medio y alto respectivamente.

PCI_{BIOGAS} = Poder calorífico del biogás se asume $5 \frac{kwh}{m^3}$

Q_{BIOGAS} = Caudal de biogás capturado, escenarios bajo, medio, y alto $\frac{m^3\ CH_4}{h}$

Aplicando la EC 14.6, Se puede obtener la potencia disponible por región como se muestra en la tabla 13.15

POTENCIA DISPONIBLE				
Regiones	V-CH4/h	PCI	nt	Potencia Disponible [kw]
Región 1	7,411.3	5.0	0.3	12,229
Región 2	8,438.2	5.0	0.3	13,923
Región 3	8,524.7	5.0	0.3	14,066
Región 4	22,386.7	5.0	0.3	36,938
Total	46,761			46,761

Tabla 38Tabla 14.15. POTENCIA DISPONIBLE POR REGIÓN.

Luego de haber obtenido la potencia disponible como se muestra en la tabla 14.15, podemos calcular la energía que se puede producir para las diferentes regiones del país.

14.5. Energía Eléctrica producida

La energía eléctrica a generar se estima en función de la potencia disponible y un factor de disponibilidad de 85% por mantenimiento según la ecuación EC 14.7:

$$Energia\ prouducida\ (kwh/año) = Potencia\ disponible * 0.85 * 8760 \quad EC\ 14.7.$$

Aplicando la EC 14.7, Se puede obtener la energía disponible como se muestra en la tabla 14.16

PRODUCCION DE ENERGIA ELECTRICA				
Regiones	Disponibilidad	Horas	Energia [kwh/año]	Potencia Disponible [kw]
Región 1	0.85	8,760.0	91054,378	12,229
Región 2	0.85	8,760.0	103671,399	13,923
Región 3	0.85	8,760.0	104733,993	14,066
Región 4	0.85	8,760.0	275040,694	36,938
Total			574500,463	77,156

Tabla 39Tabla 14.16. ENERGÍA DISPONIBLE PARA LAS DIFERENTES REGIONES DEL PAÍS.

Ahora que se ha calculado cuanta energía se puede producir por regiones a partir de la disponibilidad de metano (CH₄) como se puede observar en la tabla 15, también se puede mencionar que es metano que no estamos aprovechando por lo que al contrario es un gas de efecto invernadero que estamos dejando ir a la atmosfera por no saber aprovecharlo, pero si se puede hacer una estimación de cuantas toneladas de CO₂ se podrían obtener anualmente a partir del cálculo de la línea base de emisiones como se muestra a continuación:

14.6. Cálculo de las emisiones de línea de base.

Para el establecer el cálculo de la línea base para el metano recuperado a partir del estiércol generado por el ganado bobino y porcino se ha hecho uso de la metodología AMS-III.D de los mecanismos de desarrollo limpio (MDL)

$$BE_y = GWP_{CH_4} \times D_{CH_4} \times UF_b \times \sum_{j,LT} MCF_j \times B_{0,LT} \times Q_{manure,j,LT,y} \times SVS_{j,LT,y} \quad \text{EC 14. 8}$$

Donde:

BE_y = Emisiones de línea de base en el año y (t CO₂e)

GWP_{CH_4} = Potencial de calentamiento global (GWP) de CH₄ aplicable al período de acreditación (t CO₂e / t CH₄)

D_{CH_4} = Densidad de CH₄ (0,00067 t / m³ a temperatura ambiente (20 °C) y 1 atm de presión)

UF_b = Factor de corrección del modelo para tener en cuenta las incertidumbres del modelo (0,94)

MCF_j = Factor de conversión anual de metano (MCF) para el sistema de manejo de estiércol de línea j

$B_{0,LT}$ = Potencial máximo de producción de metano del sólido volátil generado para el tipo de animal LT (m3 CH4 / kg-dm)

$Q_{manure,j,LT,y}$ = Cantidad de estiércol tratado de ganado tipo LT y sistema de manejo de estiércol animal j (toneladas / año, base seca)

LT = Índice para todos los tipos de ganado.

$SVS_{j,LT,y}$ = Contenido de sólidos volátiles específicos del estiércol animal de ganado tipo LT y sistema de manejo de estiércol j en el año y (toneladas / toneladas, base seca)

Para llevar a cabo el cálculo de las emisiones de acuerdo a la EC 14.8, se les asignan los valores a las variables respectivas y se muestran los cálculos en la tabla 14.17

$GWP_{CH_4} = 21 \text{ t CO}_2\text{e} / \text{t CH}_4$

$D_{CH_4} = 0.00067 \text{ t} / \text{m}^3$

$UF_b = 0.94$

$MCF_j = 50\%$ (Se ha establecido un valor promedio debido a la región geográfica que nos encontramos)

Regiones	Produccion de sustrato Bobino (Qm)	Produccion de sustrato Porcino (Qm)	Produccion de CH4 (Vacuno) (Bo)	Produccion de CH4 (Porcino)(Bo)	Emisiones de línea de base en el año y BEy	Sólidos volátiles (Vacuno) SVS_(j,LT,y)	Sólidos volátiles (Porcino) SVS_(j,LT,y)
	(t/año)	(t/año)	(m3/t)	(m3/t)	(tCO ₂ eq.)	(t/t) %	(t/t) %
Region 1	1284,342	69,710	250.00	270	1791,995	0.8	0.75
Region 2	1472,799	27,560	250.00	270	1984,800	0.8	0.75
Region 3	1475,669	88,217	250.00	270	2069,823	0.8	0.75
Region 4	3843,434	388,715	250.00	270	5603,782	0.8	0.75
TOTAL	8076,244	574,202			11450,400		

Tabla 40Tabla 14.17. CALCULO DE EMISIONES PARA LAS DIFERENTES REGIONES DEL PAÍS.

Luego de haber aplicado la EC 14.8 y obtener el cálculo de las emisiones de la línea base, se presenta una tabla resumen donde se puede comparar la energía, la potencia disponible y naturalmente el cálculo de las emisiones de la línea base por regiones, por lo que se puede ver en la Tabla 14.18

Regiones	Produccion de sustrato Bobino	Produccion de sustrato Porcino	Produccion de CH4 (Bobino)	Produccion de CH4 (Porcino)	Emisiones de línea de base en el año y	Potencia Disponible	Energia
	(t/año)	(t/año)	(m3/t)	(m3/t)	(tCO ₂ eq.)	(kw)	(kwh/año)
Region 1	1284,342	69,710	250.00	270	1791,995	12,229	91054,378
Region 2	1472,799	27,560	250.00	270	1984,800	13,923	103671,399
Region 3	1475,669	88,217	250.00	270	2069,823	14,066	104733,993
Region 4	3843,434	388,715	250.00	270	5603,782	36,938	275040,694
TOTAL	8076,244	574,202			11450,400	77,156	574500,463

Tabla 41Tabla 14.18 TABLA RESUMEN POR REGION, ENERGIA, POTENCIA, CH4 Y EMISIONES PARA LINEA BASE.

15. CONCLUSIONES

1. Luego de haber hecho una estimación de producción de sustratos por zonas a partir de los datos obtenidos en el capítulo 14, se concluye que si se tiene un gran potencial energético (Tabla 37 Tabla 14.14) el cual puede ser aprovechado de muchas maneras, esto quedará a disposición de algún inversionista privado o el gobierno mismo que pueda aprovechar este recurso. Para nuestro caso nos enfocamos en el subsector eléctrico.

SUMARIO DE PRODUCCION DE VOLUMEN DE BIOGAS, METANO (CH₄) y CALOR (Q)				
Regiones	V-biogas (m³)	V-CH₄ (m³)	m³ CH₄/h	Q (Mcal)
Región 1	323,701	177,871	7,411	907,142.00
Región 2	368,573	202,518	8,438	1032,840.83
Región 3	372,329	204,594	8,525	1043427.075
Región 4	977,715	537,281	22,387	2740131.443
Total	2042,318	1122,263	46,761	5723,541.35

Tabla 42Tabla 14.14. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS Y METANO (CH₄) y Calor (Q).

2. Por el momento se tiene los cálculos de las emisiones promedios de t CO₂eq. que se está emitiendo a la atmósfera como se muestra en el capítulo 14 (Tabla 41Tabla 14.18), lo cual implica que es recurso que no estamos aprovechando dado que carecemos de una normativa que regule este tipo de emisiones. Con la producción de biogás mostrada en el capítulo 14 (Tabla 37 Tabla 14.14), Una de las ventajas que al ser una fuente de energía renovable puede ser utilizada en el momento de la demanda de electricidad, lo cual lo distingue de otras fuentes renovables como la energía eólica y la fotovoltaica. Una de las desventajas por el momento sería la recolección de sustratos y tratar de que sea sostenible y continua en el tiempo.

Regiones	Produccion de sustrato Bobino	Produccion de sustrato Porcino	Produccion de CH₄ (Bobino)	Produccion de CH₄ (Porcino)	Emisiones de línea de base en el año y	Potencia Disponible	Energia
	(t/año)	(t/año)	(m³/t)	(m³/t)	(tCO₂eq.)	(kw)	(kwh/año)
Region 1	1284,342	69,710	250.00	270	1791,995	12,229	91054,378
Region 2	1472,799	27,560	250.00	270	1984,800	13,923	103671,399
Region 3	1475,669	88,217	250.00	270	2069,823	14,066	104733,993
Region 4	3843,434	388,715	250.00	270	5603,782	36,938	275040,694
TOTAL	8076,244	574,202			11450,400	77,156	574500,463

Tabla 43Tabla 14.18 TABLA RESUMEN POR REGION, ENERGIA, POTENCIA, CH₄ Y EMISIONES PARA LINEA BASE.

3. Según informes de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la alimentación (FAO) y el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC), el sector ganadero genera más Gases de Efecto Invernadero (GEI) (el 18% medidos en su equivalente en dióxido de Carbono) que el sector transporte, por tanto, esta tecnología y este estudio es sumamente importantes para su aplicación en nuestro país.
4. El ganado es uno de los principales responsables de los graves problemas medioambientales de hoy en día. “Se requiere una acción urgente para hacer frente a esta situación”, asegura Henning Steinfeld, jefe de la Subdirección de Información Ganadera y de Análisis y Política del Sector de la FAO, y uno de los autores del estudio.
5. En El Salvador las granjas de cerdos comerciales y familiares son fuente de contaminación por no estar tratando adecuadamente sus desechos (estiércol porcino – bovino), los cuales descargan a mantos acuíferos superficiales generando afectación directa en el medio ambiente, y además están desperdiciando una materia prima que representa ingresos económicos adicionales para su rentabilidad.
6. Generando metano en un biodigestor anaeróbico y generando de electricidad, se obtiene una reacción de combustión en la que se libera a la atmósfera Dióxido de Carbono (CO₂) y Agua (H₂O); evitando así, la liberación directa del metano a la atmósfera disminuyendo su contaminación debido a que el CH₄ es 21 veces más nocivo que el CO₂ para la misma.
7. Para mejorar la digestión de los diferentes productos orgánicos existen varios tipos de tratamientos previos a la hidrólisis que son: tratamiento térmico, adición de enzimas, ozonización, solubilización química por acidificación o hidrólisis alcalina, desintegración mecánica y uso de ultrasonidos de baja frecuencia. Además, la codigestión de residuos ganaderos y residuos orgánicos en sistemas de mezcla completa es una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como en el mesofílico y la principal ventaja de la codigestión está en aprovechar la sinergia de las mezclas, y compensar carencias de cada uno de los substratos por separado.
8. Los principales factores que controlan el desarrollo de la Digestión Anaerobia son: Ácidos Grasos Volátiles, Amoníaco, Macro y Micronutrientes, pH y Alcalinidad, Temperatura y Oxígeno. Los principales Parámetros Operacionales de la Digestión Anaerobia son: Tasa de Carga Orgánica (OLR), Adaptación al Sustrato y la Temperatura, Tiempo de Retención Hidráulica (HTR), Grado de Digestión, Efecto de Carga y Temperatura, Productividad y Rendimiento, Mezcla, Potencial Redox, Relación C:N, Población microbiana, Formación de Espuma, Toxicidad e Inhibición. Los Principales parámetros de la contaminación de los desechos orgánicos son: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Oxígeno Disuelto (OD), Relación DBO5/DQO.

9. Las Principales ventajas de la Digestión Anaerobia son: Reducción de Gas de efecto Invernadero y Mitigación al Calentamiento Global, Reducción a la Dependencia de Combustibles Fósiles, Reducción de Desechos, El residuo de la Digestión es un excelente Fertilizante, Ciclo Cerrado de Nutrientes, Reducción de Olores y Volátiles. Las principales desventajas de la Digestión Anaerobia son: requiere bastante control para asegurar un correcto funcionamiento; se han descrito gran cantidad de tóxicos e inhibidores del proceso, lo que puede hacer que el proceso no sea viable para determinados substratos; es bastante sensible a las sobrecargas orgánicas por lo que la alimentación deberá ser lo más homogénea posible; el biogás suele estar contaminado con diferentes componentes, que pueden complicar el manejo y el aprovechamiento de este, siendo necesario, en función del tipo de aprovechamiento, un sistema de depuración del mismo; los costos de implantación son altos, mostrando un claro efecto de economía de escala, por lo que las instalaciones de pequeño tamaño no suelen resultar rentables; es un gas difícilmente licuable, por tanto, difícil de transportar.
10. La producción de biogás tiene además la ventaja de poder recibir otras materias primas (además de estiércol bovino) con alto contenido de grasas para su degradación, como son residuos provenientes de trampas de grasas, lo cual lo hace atractivo para el tema de disposición final de grasas y lodos de origen orgánico, además de que le sirve como complemento para una codigestión más efectiva en el proceso de producción.
11. Los principales procesos de purificación del Biogás son: Desulfuración Biológica dentro y fuera del Digestor, Desulfuración Química dentro y Fuera del Digestor y el Secado.
12. El proceso de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, transcurre con un menor rendimiento calorífico, lo que determina un mayor contenido energético de los productos resultantes y consecuentemente, un mayor rendimiento energético del proceso. La fracción de la energía total disponible utilizada por los microorganismos para su propio crecimiento es mucho menor que en los sistemas aerobios.
13. La producción de biogás tiene además la ventaja de poder recibir otras materias primas (además de estiércol bovino) con alto contenido de grasas para su degradación, como son residuos provenientes de trampas de grasas, lo cual lo hace atractivo para el tema de disposición final de grasas y lodos de origen orgánico, además de que le sirve como complemento para una codigestión más efectiva en el proceso de producción.

16. RECOMENDACIONES.

1. Es importante el seguimiento de este estudio para crear una base de información a nivel nacional sobre el potencial energético térmico y eléctrico a partir de la biomasa de origen animal, así como su potencial de aplicación a nivel residencial y a escala comercial o industrial.
2. Tomar este trabajo como base para ir teniendo un banco de datos de todas aquellas fuentes de biomasa proveniente de desechos orgánicos que por el momento impactan negativamente al medio ambiente y por lo contrario representaría una oportunidad que con un adecuado tratamiento dichos desechos orgánicos podrían aprovechar el potencial energético que posteriormente se podría aprovechar de diferentes maneras.
3. Dado que no tenemos una política energética enfocada a la explotación de la biomasa proveniente de desechos orgánicos de nuestras industrias, se recomienda explotar este rubro ya que hay gran potencial energético que bien se puede usar en sustitución de gas propano y así evitar la quema de leña para cocción de alimentos como por ejemplo en una de las tantas aplicaciones que se pudiera incursionar o se puede definir su uso en lo que sea más beneficioso para el país.
4. De acuerdo a la cantidad de materia prima procedente de desechos orgánicos existentes en sus diferentes orígenes y de acuerdo a la eficiencia eléctrica de Biogás en unidades CHP (gráfica 13.5.1) para potenciales inferiores a 50kW es más viable su utilización como calor que para producción de electricidad, debido a que su eficiencia eléctrica teórica es inferior al 30%.
5. Es muy bueno como complemento a este estudio realizar otro de factibilidad económica para la producción energética centrándose en la industria ganadera (porcino/bovino) que refleje tanto costos como rentabilidad de producción para cada uno de los departamentos y regiones implicadas en este estudio.

17. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

1. <http://www.abt-grupo.com/renewables.php?id=31>.
2. Academia RENAC de Alemania Curso Presencia-Virtual de biogás para producción de Electricidad.
3. Ministerio de Agricultura y Ganadería de El Salvador (MAG).
4. <https://cdm.unfccc.int/search?q=papaloate+hydroelectric+project>
5. Abdoun, E.; Weiland, P., 2009: Optimierung der Monovergärung von nachwachsenden Rohstoffen durch die Zugabe von Spurenelementen; Bornimer Agrartechnische Berichte No. 68, Potsdam.
7. Ahring, B.K., García, H., Mathrani, I., Angelidaki, I. (1996). Codigestion of manure with organic toxic waste in biogas reactors. En: Management of urban biodegradable waste, pag. 125-132.
8. Ahring, B.K., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. Water Science Technology. Vol. 25 (7), pag. 311-318.
9. Ahring, B.K., Sandberg, M., Angelidaki, I. (1995). Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors. Applied microbiological iotechnology. Vol. 43 (3), pag.559-565.
10. Al Seadi, T. (2001). Good practice in quality management of AD residues from biogas production. Report made for the International Energy Agency, Task 24- Energy from Biological Conversion of Organic Waste. Published by IEA Bioenergy and AEA Technology Environment, Oxfordshire, United Kingdom.
11. Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. Applied Microbiology and Biotechnology. Vol. 38, pag. 560-564.
12. Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1997a). Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future. III curso de Ingeniería Ambiental. Aprovechamiento energético de residuos orgánicos. Flotats (ed.). Paperkite edn., Lleida. Pag., 336-342. Lleida, octubre de 1997.
13. Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1997b). Monitoring and controlling the biogas process. III curso de Ingeniería Ambiental. Aprovechamiento energético de residuos orgánicos. Flotats (ed.). Paperkite edn., Lleida. Pag., 270-282. Lleida, octubre de 1997.
14. Angelidaki, I. et al. (2004). Environmental Biotechnology. AD – Biogas Production. Environment & Resources DTU, Technical University of Denmark.
15. Angelidaki, I., Chen, X., Cui, J., Kaparaju, P. and Ellegaard, L. (2006) Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor. Water Research 40: 2621-2628.
16. Aqualimpia Beratende Ingeniero AQL – Alemania. Fundación Fiagro – El Salvador. Gabriel Moncayo. Aprovechamiento de Estiércoles, desechos orgánicos y residuos para la producción de biogás, energía eléctrica y fertilizante orgánico. Pag. 12.
17. ASPO-Association for the study of the peak oil (2008). <http://www.peakoil.net/>
18. ASUE (2005): BHKW Kenndaten (CHP parameters).
19. Aylward, G. and Findlay, T. (1994) SI chemical data. John Wiley & Sons, Milton, Queensland, Australia.
20. Banks, C.J., Humphreys, P.N.(1998). The Anaerobic Treatment of a Ligno-cellulosic substrate offering little natural pH buffering capacity. Water Science and Technology. Vol. 38 (4-5), pag.29-35.
21. Bardiya, N., Somayaji, D., Khanna, S. (1996). Biomethanation of banana peel and pineapple waste.

22. Bioresource Technology. Vol. 58, pag. 73-76.
23. Bischoff, M, 2009: Erkenntnisse beim Einsatz von Zusatzund Hilfsstoffen sowie Spurenelementen in Biogasanlagen; VDI Berichte No. 2057; 'Biogas 2009 – Energieträgerder Zukunft'; VDI Verlag, Düsseldorf.
24. Bischoff, Manfred. 2009: personal communication.
25. Bonmatí, A. (2001). Usos de l'energia tèrmica per a la millora del procés de digestió anaeròbiade purins de porc i per a la recuperació de productes d'interès. Tesis doctoral. Universitat de Lleida.
26. Bouskova, A., Dohanyos, M., Schmidt, J.E. and Angelidaki, I. (2005) Strategies for changing temperature from mesophilic to thermophilic conditions in anaerobic CSTR reactors treating sewage sludge. Water Research 39: 1481-1488.
27. Braun, R., 1982. Biogas – Methangärung organischer Abfallstoffe; Springer Verlag Vienna, New York.
28. Brinkman, J. (1999). Anaerobic digestion of mixed waste slurries from kitchens, slaughterhouses and meat processing industries. Proceedings of the II International symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. Barcelona, Junio de 1999, pag 190-191
29. Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K., Forster, C.F.(1999). Co-digestion of waste organic solids: batch studies. Bioresource technology. Vol. 37, pag. 117-122.
30. Campos, E., Palatsi, J., Flotats, X. (1999). Codigestion of pig slurry and organic wastes from food industry. Proceeding of the II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste. Barcelona, Junio 1999. Vol.II, pag., 192-195.
31. Campos, E., Flotats, X., Casñé, A., Palatsi, J., Bonmatí, A..(2000). Anaerobic codigestion of pig slurry with olive bleaching earth. Vol. II, 57-60. En: VO Oficina e Seminarário Latino- Americano de Digestao Anaeróbia. Recife-Brasil. Vol. II, 57-60.
32. Chen, M. (1983) Adaptation of mesophilic anaerobic sewage fermentor populations to thermophilic temperatures. Applied and Environmental Microbiology 45: 1271-1276.
33. Clark, R.H., Speece, R.E. (1989). The pH tolerance of anaerobic digestion. Advanced wáter pollution research. Int. Conf. 5th, pag. 27/1-27/14.
34. Colberg, P.J. (1988). Anaerobic microbial degradation of cellulose, lignin, oligolignols, and monoaromatic lignin derivates. Biology of Anaerobic Microorganisms (Zehnder. J.B. ed) John Wiley and Sons, Inc. (USA): 333-372.
35. Dasonville, F. and Renault, P. (2002). Interactions between microbial processes and geochemical transformations under anaerobic conditions: a review. Agronomie. 22: 51-68.
36. Dar, G.H., Tandon, S.M. (1987). Biogas production from pretreated wheat straw, lantan residue, apple and peach leaf litter with cattle dung. Biological wastes. Vol. 21, pag. 75-83.
37. Desai, M., Madamwar, D. (1994). Anaerobic digestion of a mixture of cheese whey, poultry waste and cattle dung: a study of the use of adsorbents to improve digester performance. Environmental pollution. Vol. 86, pag. 337-340.
38. Digman, B. and Kim, D.S. (2008). Review: Alternative energy from food processing wastes. Environmental Progress 27: 524-537.
39. Dinsdale, R.M., Hawkes, F.R and Hawkes, D.L. (1997) Comparison of mesophilic and thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating instant coffee production wastewater. Water Research 31: 163-169.
40. Drake, H.L. Gössner, A. and Daniel, S. (2008). Old acetogens, new light. Annual New York Academy of Sciences. 1125: 100-128.
41. Dolfing, J. (1988) Acetogenic dehydrogenations. Biology of Anaerobic Microorganisms (Zehnder. J.B. ed) John Wiley and Sons, Inc. (USA): 417-468.

42. Duran, M. and Speece, R.E. (1997) Temperature-staged anaerobic process. *Environmental Technology* 18: 747-754.
43. E. Campos, A. Bonmatí, M.R. Teira, X. Flotats (2001). Aprovechamiento energético de lodos residuales y purines. Producción de biogás. Pag. 2.
44. Edström, M. and Nordberg, Å. (2004) Producera biogas på gården – gödsel, avfall och energigrödor blir värme och el. JTI-report no 107, Uppsala. In Swedish.
45. Ergebnisse des Biogas Messprogramms (2005) Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (www.FNR.de).
46. Fannin, K.F. (1987). “Start-up, operation, stability, and control”, en *Anaerobic digestion of biomass*. D. Y. Chynoweth y R. Isaacson (ed.). Elsevier applied science LTD.
47. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (ed.), 2009: Biogas-Messprogramm II, Gülzow,
48. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V, (2012). Apoyado por BMZ y giz. Guide to Biogas from production to use.
49. Flotats, X., Bonmatí, A., Seró, M. (1997). Clasificación de tecnologías de digestión anaerobia. Aplicación en el aprovechamiento energético de residuos ganaderos. 3r curs d’enginyeria ambiental. Aprovechamiento energético de residuos orgánicos. X.Flotsats (ed.). Paperkite edn., Lleida. Pag. 247-267.
50. Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Antúnez, M. (1999). Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. *Información Tecnológica*. Vol. 10 (1), pag. 79-85.
51. Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Teira, R. (2000). El proceso de secado de purines en el marco de gestión integral de residuos ganaderos. *Residuos*, vol. 53, pag. 40-46.
52. Fuchs, G. (2008). Anaerobic metabolism of aromatic compounds. *Annual New York Academy of Sciences*. 1125: 82-99.
53. Gallert, C., Bauer, S., Winter, J. (1998). Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population. *Applied Microbiology and Biotechnology*. Vol. 50, pag. 495-501.
54. Garcia, J-L., Patel, B.K.C. and Ollivier, B. (2000) Taxonomic, phylogenetic and ecological diversity of methanogenic archaea. *Anaerobe*. 6: 105-226.
55. Gavala, H.N., Skiadas, I.V., Bozinis, N.A., Lyberatos, G. (1996). Anaerobic codigestion of agricultural industries’ wastewaters. *Water Science and Technology*. Vol. 34 (11), pag. 67-75.
56. Gerardi, M.H. (2003) The microbiology of anaerobic digesters. In: *Wastewater microbiology series*, John Wiley & Sons Inc. New Jersey, USA.
57. Gottschalk, G. (1986). *Bacterial metabolism*. Springer Verlag New York Inc.
58. Gujer, W. and Zehnder, A.J.B. (1983). Conversion processes in anaerobic digestion, *Water Science and Technology* 15, 127-167.
59. Gupta, R., Gupta, N. and Rathi, P. (2004). Bacterial lipases: and overview of production, purification and biochemical properties. *Applied Microbiology Biotechnology*. 64: 763-781.
60. Hanaki, K., Matsuo, T., Nagase, M. (1981). Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnology and bioengineering*. Vol 23, pag. 1591-1610.
61. Hansen, M.N.; Birkmose, T.; Mortensen, B.; Skaaning, K. (2004). Miljøeffekter af bioforgasning og separering af gylle. Grøn Viden, Markbrug nr. 296.
62. Hashimoto, A.G. (1986). Ammonia Inhibition of methanogenesis from cattle wastes. *Agricultural Wastes*. Vol. 17, pag. 241-261.
63. Hattori, S. (2008). Syntrophic acetate oxidizing microbes in methanogenic environments. *Microbes and Environments*. 23: 118-127.

64. Hayes, T.D., Theis, T.L. (1978). The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *Journal water pollution control federation*. Vol. 50 (1), pag. 31-72.
65. Herrero J. Martí, 2008. *Biodigestores Familiares: Guia de diseño y manual de instalación*. GTZ-Energía. Bolivia.
66. Henze, M. (1995). "Basic biological processes", en *Wastewater treatment, biological and chemical processes*. M. Henze, P. Harremoës, J. Cour, E. Arvin (ed.). Springer-Verlag.
67. Hill D.T., Holmberg, R.D. (1988). Long chain volatile fatty acid relationship in anaerobic digestion of swine waste. *Biological wastes*. Vol. 23, pag. 195-214.
68. Hill, D.T., Cobb, S.A., Bolte, J.P. (1987). Using Volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. *Transactions of the ASAE*. Vol. 30 (2), pag. 496-501.
69. Hilpert, R., Winter, J., Kandler, O. (1987). Feed additives and disinfectants as inhibitory factors in anaerobic digestion of agricultural wastes. *Biomass for energy*. Elsevier applied science LTD.
70. Hobson, P.N. (1990) "The treatment of agricultural wastes", en *Anaerobic digestion: a wastetreatment technology*. Wheatley (ed.). Critical reports on applied chemistry. Vol. 31, pag.121.
71. Hulshoff Pol, L., Lens, P., Stams, A., Lettinga, G. (1998). Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. *Biodegradation*. Vol. 9, pag. 213-224.
72. Hwu, C.-S., Donlon, B., Lettinga, G.(1997) Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. *Enzyme and Microbial Technology*. Vol. 21, pag. 297-301.
73. Iza, J. (1995). Control del proceso anaerobio. Aplicación en el aprovechamiento energético de residuos ganaderos. 3r curs d'enginyeria ambiental. provechamiento energético de residuos orgánicos. X.Flòtats (ed.). Paperkite edn., Lleida. Pag. 175-201.
74. Kaltschmitt, M.; Hartmann, H., 2001. *Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren*; Springer Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.
75. Karakashev, D., Batstone, D.J., Trably, E., and Angelidaki, I. (2006). Acetate oxidation is the dominant methanogenic pathway from acetate in the absence of Methanosaetaceae. *Applied Environmental Microbiology*. 72: 5138-5141.
76. Kim, J.K., Oh, B.R., Chun, Y.N. and Kim, S. W. (2006) Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 102: 328-332.
77. Kugelman, I.J., Chin, K.K. (1971). Toxicity synergism, and antagonism in anaerobic waste treatment processes. *Anaerobic biological treatment processes*. Advances in chemistry series, 105. American chemical society. Washington D.C.
78. Kumar, A., Yadav, A.K., Sreekrishnan, T.R., Satya, S. and Kaushik, C.P. (2008). Treatment of low strength industrial wastewater by anaerobic hybrid reactor. *Bioresource Technology* 99: 3123-3129.
79. Lay, J.J., Li, Y.Y., Noike, T. (1997). Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*, vol. 31 (10), pag., 1518-1524.
80. Lebuhn, M.; Bauer, C.; Gronauer, A., 2008: Probleme der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen im Langzeitbetrieb und molekularbiologische Analytik. *VDLUFA-Schriftenreihe* 64, pp. 118–125
81. Léven, L., Nyberg, K., Korkea-Aho, L., and Schnürer, A. (2005) Phenols in anaerobic digestion processes and inhibition of ammonium oxidising bacteria in soil. *Science and the total Environment* 364: 229-238.

82. Léven, L., and Schnürer, A. (2005) Effect of temperature on biological degradation of phenols, benzoates and phthalates under methanogenic conditions. *International Biodeterioration & Biodegradation* 55: 153-160.
83. Levén, L., Eriksson, A. and Schnürer, A. (2007). Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste. *FEMS Microbiology Ecology*. 59: 683-693.
84. Lettinga, G., van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., de Zeeuw, W. and Klapwijk, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 22: 699-734.
85. LfU (2007). *Biogashandbuch Bayern - Materialband*. - Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, Germany. <http://www.lfu.bayern.de/abfall/fachinformationen/biogashandbuch/index.htm>
86. Lindorfer, H. Waltenberger, R., Köllner, K., Braun, R. and Kirchmayr, R. (2008) New data on temperature optimum and temperature changes in energy crop digesters. *Bioresource Technology* 99: 7011-7019.
87. Liu, Y. and Whitman, W.B. (2008). Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea. *Annual New York Academy of Sciences*. 1125: 171-189.
88. Madigan, M.T. and Martinko, J.M. (2006). *Brock Biology of Microorganisms* (11th ed.). Pearson Education TLD. London.
89. Maurer, M., 1980; Winkler, J-P., *Biogas – Theoretische Grundlagen, Bau und Betrieb von Anlagen*, Verlag C.F. Müller, Karlsruhe.
90. Massé, D.I., Masse, D.Lu, Droste, R.L. (2000). Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*. Vol. 75, pag. 205-211.
91. McInerney, M.J. (1988). Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. *Biology of Anaerobic Microorganisms* (Zehnder. J.B. ed) John Wiley and Sons, Inc. (USA): 373-415.
92. McInerney, M.J., Struchtmeier, C.G., Sieber, J. Mouttaki, H., Stams, A.J.M., Rohlin, L. and Gunsalus, R.P. (2008). Physiology, ecology, phylogeny, and genomics of microorganisms capable of syntrophic metabolism. *Annual New York Academy of Sciences*. 1125: 58-72.
93. Mendoza A., Oliveros A., Cabrera Y., Flores J. Hoyos K., Maquiña R. *Biogas y Generación de Energía*. Presentación.
94. Navarro Rodríguez Fernando, 2008. *Generación de electricidad a base de biogás*. Anteproyecto de Tesis para Ing. Agroindustrial. Universidad de Guadalajara, México.
95. Nordberg, Å, Jarvis, Å. Mathisen, B. and Svensson, B.H. (1999) Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted municipal solid waste. *Proceedings International Conference ORBIT 99, Biological Treatment of Waste and the Environment*, Weimar: 271-276.
96. Nordberg U. and Nordberg, Å. (2007) *Torrötning – kunskapsammanställning och bedömning av utvecklingsbehov*. JTI-report Lantbruk & Industri nr 357, Uppsala.
97. Seghezzo Lucas (2004). *Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions*.
98. Preißler, D., 2009: *Die Bedeutung der Spurenelemente bei der Ertragssteigerung und Prozessstabilisierung*; Tagungsband 18. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas, Hannover.
99. Pender, S. (2000) *Mesophilic and thermophilic anaerobic treatment of molasses-based wastewater*. Dissertation. National University of Ireland, Galway, Ireland.
100. Petersen, M. and Daniel, R. (2006). Purification and characterization of an extracellular lipase from *Clostridium tetanomorphum*. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*. 22: 431-435.
101. Philpott, U. (2001) *Mesophilic and thermophilic treatment of sulphate containing wastewater*. Dissertation. National University of Ireland, Galway, Ireland.

102. Ramsay, I.R. and Pullammanappallil, P.C. (2001). Protein degradation during anaerobic waste water treatment: deviation of stoichiometry. *Biodegradation*. 12: 247-257.
103. Rutz D., Janssen R., Epp C., Helm P., Grmek M., Agrinz G., Prassl H., Sioulas K., Dzene I., Ivanov I., Dimitrova D., Georgiev K., Kulisic B., Finsterwalder T., Köttner M., Volk S., Kolev N., Garvanska S., Ofiteru A., Adamescu M., Bodescu F., Al Seadi T. (2008). *The Biogas Market in Southern and Eastern Europe: Promoting Biogas by Non-technical Activities*. - Proceedings of the 16th European Biomass Conference and Exhibition; Valencia, Spain; ISBN 978-88-89407-58-1.
104. Ryan, P. (2008) *The ecology, metabolism and role of homoacetogens in high rate anaerobic digesters*. Dissertation. National University of Ireland, Galway, Ireland.
105. Sahlström, L. (2003). A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource Technology*. 87: 161-166.
106. Seyfried, C.F. et al. 1990: Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern. *Korrespondenz Abwasser* 37, pp. 1247–1251.
107. Schink, B. (1997). Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiological Molecular Biological Review*. 61: 262-280.
108. Schink, B. (2002). Synergistic interactions in the microbial world. *Antonie van Leeuwenhoek.*: 81: 257-261.
109. Schnürer A, Zellner G and Svensson BH. (1999) Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation in different biogas reactors. *FEMS Microbiological Ecology*. 29: 249-261.
110. Schnürer, A (2007). Höga ammoniakhalter inget hinder för biogasprocessen. *Energigas*. 3, 42-43, *Energigas Sverige, Stockholm*. In Swedish
111. Schnürer, A. and Nordberg, Å (2008). Ammonia, a selective agent for methane production by syntrophic acetate oxidation at mesophilic temperature. *Water Sciences and Technology*. 57:735-740.
112. Schnürer A., Jarvis A., (2010). *Microbiological Handbook for Biogas Plants*. Swedish Waste Management U2009:03, Swedish Gas Centre Report 207.
113. Schwartz M. (2003). Remoción de *Streptococcus Fecales* en la planta de tratamiento de aguas residuales Aurora II. Estudio especial ERIS-USAC.
114. Seyfried, C.F. et al., 1990. Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern. *Korrespondenz Abwasser* 37, pp. 1247–1251.
115. Sousa, D.Z., Pereira, M.A, Alves, J.I., Smidt, H., Stams, A.J.M. and Alves, M.M. (2008). Anaerobic microbial LCFA degradation in bioreactors. *Water Science and Technology*. 57: 439-444.
116. Speece, R. E. (1987). *Nutrient Requirements*. En: *Anaerobic digestion of biomass*, ed. Chynoweth y Isaacson. Elsevier applied science.
117. Thauer, R.K., Jungermann, K, and Decker, K. (1977). Energy conservation in chemotrophic anaerobic bacteria. *Bacteriological Reviews*. 41: 100-180.
118. Teodorita Al Seadi, Dominik Rutz, Heinz Prassl, Michael Köttner, Tobias Finsterwalder, Silke Volk, Rainer Janssen (2008). *Biogas Handbook*.
119. Tiehm, A., Nickel, K., Neis, U. (1997). The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Science and Technology*. Vol. 36 (11), pag. 121-128.
120. Trujillo, D., Pérez, J.F., Cebrenros, F.J. (1993). Energy recovery from wastes. Anaerobic digestion of tomato plant mixed with rabbit wastes. *Bioresource Technology*. Vol. 45, pag., 81-83.
121. Van Lier, J.B., Hulsbeek, J., Stams, A.J., Lettinga, G. (1993). Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: implication for reactor start-up and operation. *Bioresource technology*. Vol. 43, pag. 227-235.

122. Van Lier, J.B. (1995) Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability. Dissertation, Agricultural University, Wageningen, Netherlands.
123. Van Velsen, A.F.M. (1979). Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. *Water Research*. Vol. 13, pag. 995-999.
124. VAV P42 (1981) Rötning av kommunalt slam – teknik med nya möjligheter. Swedish Water- and Waste Water treatment Association, Stockholm.
125. Wagner, I.D. and Wiegand, J. (2008) Diversity of thermophilic anaerobes. *Annals of New York Academy of Sciences* 1125: 1-43.
126. Weiland, P., 2000. Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und -erzeugung in Deutschland, Gülzower Fachgespräche, Band 15: Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotenzial, pp. 8- 27, Weimar.
127. Weiland, P., 2001. Grundlagen der Methangärung – Biologie und Substrate; VDI-Berichte, No. 1620 'Biogas als regenerative Energie – Stand und Perspektiven'; pp. 19-32; VDI-Verlag.
128. Weiland, P., 2000. Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und -erzeugung in Deutschland, Gülzower Fachgespräche, Band 15: Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotenzial, pp. 8- 27, Weimar.
129. Westerman, P., Ahring, B.K, and Mah, R. (1989). Threshold acetate concentrations for acetate catabolism by aceticlastic methanogenic bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 55: 514-515.
130. Wong, M.H. (1990). Anaerobic digestion of pig manure mixed with sewage sludge. *Biological wastes*. Vol. 31, pag. 223-230.
131. Zinder, S.H. (1993). Physiological ecology of methanogenesis. I *Methanogenesis: Ecology, Physiology, Biochemistry and Genetics* (Ferry, J.G., ed.). New York, Chapman and Hall: 128-206.
132. Zinder, S. H. (1986) Patterns of carbon flow from glucose to methane in a thermophilic anaerobic bioreactor. *FEMS Microbiology Ecology* 38: 243-250.
- Zeeman, G., Wiegand, W.M., Koster-Treffers, M.E., Lettinga, G. (1985). The influence of total ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure. *Agricultural Wastes*. Vol.14, pag. 19-35.