



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

Bases biotecnológicas y análisis de tecnologías de la Digestión Anaerobia para el tratamiento de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (RSOM).

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

Pedro Omar Villavicencio Arzola



MÉXICO, D.F.

2014



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: **Profesor: José Antonio Ortiz Ramírez**

VOCAL: **Profesor: José Agustín Texta Mena**

SECRETARIO: **Profesor: Alfonso Durán Moreno**

1° SUPLENTE: **Profesor: Joaquín Rodríguez Torreblanca**

2° SUPLENTE: **Profesor: Néstor Noé López Castillo**

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

**UNIDAD DE PROYECTOS Y DE INVESTIGACIÓN EN
INGENIERÍA AMBIENTAL**

ASESOR DEL TEMA:

DR. ALFONSO DURÁN MORENO _____

SUSTENTANTE:

PEDRO OMAR VILLAVICENCIO ARZOLA _____

Índice de Contenido

1	ANTECEDENTES	12
1.1	DIGESTIÓN ANAEROBIA	12
1.2	RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	14
2	JUSTIFICACIÓN	19
3	OBJETIVOS	21
3.1	OBJETIVO PRINCIPAL.....	21
3.2	OBJETIVOS PARTICULARES	21
4	DIGESTIÓN ANAEROBIA	22
4.1	ETAPAS BIOQUÍMICAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	25
4.1.1	Hidrólisis	26
4.1.2	Acidogénesis	27
4.1.3	Acetogénesis	29
4.1.4	Metanogénesis	30
4.2	MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	32
4.2.1	Ataque enzimático	33
4.2.2	Bacterias acidogénicas	34
4.2.3	Bacteria formadora de acetato	35
4.2.4	Bacteria sulfato-reductora	36
4.2.5	Bacteria formadora de metano	38
4.3	FACTORES QUE AFECTAN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	39
4.3.1	pH.....	40
4.3.2	Temperatura	43
4.3.3	Nutrientes.....	47
4.3.4	Promotores (Inoculación)	50
4.3.5	Inhibidores	52
4.3.6	Tamaño de partícula	56
4.3.7	Composición elemental de la FORSU.....	58
4.3.8	Agitación	60
4.3.9	Sólidos totales	61
5	TECNOLOGÍAS DE DIGESIÓN ANAEROBIA	63
5.1	HÚMEDAS	64
5.1.1	BTA	64
5.1.2	Ros Roca	68
5.1.3	STRABAG.....	71
5.1.4	Weltec.....	74
5.2	SECAS.....	77
5.2.1	Valorga	77
5.2.2	DRANCO (OWS).....	81

5.2.3	<i>Kompogas</i>	85
5.2.4	<i>BEKON</i>	89
6	EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE LAS TECNOLOGÍAS	93
6.1	METODOLOGÍAS	93
6.1.1	<i>Teoría de la Utilidad</i>	96
6.1.2	<i>Relaciones de Preferencia (Outranking)</i>	99
6.1.3	<i>Software Visual PROMETHEE</i>	105
6.2	DIAGRAMA JERÁRQUICO	107
6.3	DEFINICIÓN Y PONDERACIÓN DE LOS CRITERIOS	108
6.3.1	<i>Criterios Técnicos</i>	108
6.3.2	<i>Criterios Económicos</i>	111
6.3.3	<i>Asignación de pesos específicos (Ponderación)</i>	111
6.4	MATRIZ DE EVALUACIÓN	115
6.5	RESULTADOS	116
7	CONCLUSIONES	126
8	REFERENCIAS	128

Índice de Tablas

TABLA 1.	POTENCIAL DE CALENTAMIENTO DE LOS PRINCIPALES GEI (IPCC, 2013), (SEMARNAT, 2008).....	15
TABLA 2.	GRUPOS DE ENZIMAS HIDROLÍTICAS Y SUS FUNCIONES (SCHNÜRER & JARVIS, 2009).....	27
TABLA 3.	REACCIONES EN LA ETAPA DE ACETOGÉNESIS (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2011).....	30
TABLA 4.	GRUPOS DE BACTERIAS PRESENTES EN SISTEMAS ANAEROBIOS (GERARDI, 2003).....	32
TABLA 5.	ESPECIES DE <i>CLOSTRIDIUM</i> , SUSTRATOS Y PRODUCTOS (DEUBLEIN Y STEINHAUSER, 2008; GERARDI, 2003).....	35
TABLA 6.	PH ÓPTIMO DE CRECIMIENTO PARA ALGUNOS ORGANISMOS METANOGENICOS (GERARDI, 2003).....	41
TABLA 7.	COMPUESTOS COMÚNMENTE UTILIZADOS PARA LA ADICIÓN DE ALCALINIDAD (GERARDI, 2003).....	43
TABLA 8.	TEMPERATURAS DE CRECIMIENTO DE ESPECIES REPRESENTATIVAS DE BACTERIAS Y ARQUEAS QUE PARTICIPAN EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA (ATLAS & BARTHA, 2006).....	44
TABLA 9.	TEMPERATURA ÓPTIMA DE CRECIMIENTO DE ALGUNOS MICROORGANISMOS METANOGENICOS (GERARDI, 2003).....	45
TABLA 10.	CANTIDAD DE MICRONUTRIENTES NECESARIA EN BIODIGESTORES (GERARDI, 2003).....	49
TABLA 11.	VALORES TÓXICOS DE ALGUNAS SUSTANCIAS INORGÁNICAS (GERARDI, 2003).....	53
TABLA 12.	VALORES TÓXICOS DE ALGUNAS SUSTANCIAS ORGÁNICAS (GERARDI, 2003).....	54
TABLA 13.	PRODUCCIÓN Y COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL BIOGÁS SEGÚN EL COMPUESTO ORGÁNICO PURO (VARNERO, 2011).....	59
TABLA 14.	CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES DE LAS PLANTAS EN OPERACIÓN MÁS RELEVANTES DEL PROCESO BTA (BTA INTERNATIONAL, 2010).....	67
TABLA 15.	CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS MÁS RELEVANTES DEL PROCESO ROS ROCA (ROS ROCA SA, 2013).....	71
TABLA 16.	CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS MÁS RELEVANTES DEL PROCESO STRABAG (STRABAG UMWELTANLAGEN GMBH, 2011).....	74
TABLA 17.	PLANTAS DE REFERENCIA WELTEC (WELTEC BIOWATER GMBH, 2012).....	76
TABLA 18.	CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS MÁS RELEVANTES DEL PROCESO VALORGA (VALORGA INTERNATIONAL SAS., 2007).....	81
TABLA 19.	CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS MÁS RELEVANTES DEL PROCESO DRANCO (ORGANIC WASTE SYSTEM, 2013).....	85
TABLA 20.	CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS MÁS RELEVANTES DEL PROCESO KOMPOGAS EN SUIZA (AXPO KOMPOGAS LTD., 2012).....	89
TABLA 21.	CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS MÁS RELEVANTES DEL PROCESO BEKON (BEKON ENERGY TECHNOLOGIES, 2012).....	92
TABLA 22.	TIPOS DE CRITERIOS GENERALIZADOS ($P(D)$: FUNCIÓN DE PREFERENCIA) (BRANS & MARESCHAL, 2004).....	101
TABLA 23.	DESCRIPCIÓN DE LOS SUBCRITERIOS TÉCNICOS.....	109
TABLA 24.	ESCALA DE COMPLEJIDAD DEL SUBCRITERIO BIODIGESTOR.....	110
TABLA 25.	ESCALA DE COMPLEJIDAD DEL SUBCRITERIO PRETRATAMIENTO.....	110

TABLA 26.	ESCALA DE CALIFICACIÓN DEL SUBCRITERIO TRATAMIENTO.	111
TABLA 27.	DESCRIPCIÓN DE CRITERIOS ECONÓMICOS.	111
TABLA 28.	PONDERACIÓN DE LOS GRUPOS DE CRITERIOS (<i>CLUSTERS</i>) PARA CADA ESCENARIO.	112
TABLA 29.	PONDERACIÓN DE LOS SUBCRITERIOS PARA CADA CRITERIO TÉCNICO.....	113
TABLA 30.	PONDERACIÓN DE LOS SUBCRITERIOS ECONÓMICOS.	114
TABLA 31.	FLUJOS PARCIALES Y TOTALES PARA CADA UNA DE LAS ALTERNATIVAS EVALUADAS EN EL ESCENARIO 2.	120
TABLA 32.	PROMEDIO DE LOS FLUJOS Φ PARCIALES Y TOTALES PARA LAS TECNOLOGÍAS SECAS Y HÚMEDAS EN EL ESCENARIO 2.....	121
TABLA 33.	PROMEDIO DE FLUJOS Φ PARA LAS TECNOLOGÍAS SECAS Y HÚMEDAS SIN TOMAR EN CUENTA A BEKON Y BTA.	124

Índice de Figuras

FIGURA 1.	COMPOSICIÓN PROMEDIO DE LOS RSU GENERADOS EN MÉXICO EN 2011 (SEMARNAT, 2012).....	17
FIGURA 2.	ESQUEMA GENERAL DE DEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA COMPLEJA (SCHNÜRER & JARVIS, 2011).	23
FIGURA 3.	ESQUEMA DEL PROCESO DE DA (DEPARTMENT OF ENERGY AND CLIMATE CHANGE, 2011). 24	
FIGURA 4.	COMPETENCIA ENTRE BACTERIAS SULFATO-REDUCTORAS Y METANOGÉNICAS (GERARDI, 2003)... GRACIAS A ESAS PERSONAS IMPORTANTES EN MI VIDA, QUE SIEMPRE ESTUVIERON LISTAS PARA BRINDARME TODA SU AYUDA, AHORA ME TOCA REGRESAR UN POQUITO DE TODO LO INMENSO QUE ME HAN OTORGADO. CON TODO MI CARIÑO ESTÁ TESIS SE LAS DEDICO A USTEDES: - SEE MORE AT: HTTP://EJEMPLOSDE.INFO/DEDICATORIAS-DE-TESTIS/#STHASH.TZYLHFWP.DPUF	37
FIGURA 5.	EFEECTO DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA DEL HENEQUÉN SOBRE EL INCREMENTO DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS (SCHNÜRER & JARVIS, 2009)	57
FIGURA 6.	AUMENTO EN LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A TRAVÉS DE LA MOLIENDA (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008)	58
FIGURA 7.	DIAGRAMA DEL PROCESO BTA (BTA INTERNATIONAL, 2010).....	65
FIGURA 8.	ESQUEMA DEL PROCESO HÚMEDO ROS ROCA (ROS ROCA SA, 2013).	69
FIGURA 9.	DIAGRAMA DEL PROCESO HÚMEDO STRABAG (STRABAG UMWELTANLAGEN GMBH, 2011). 73	
FIGURA 10.	BIODIGESTOR WELTEC (WELTEC BIOWASTE GMBH, 2012).....	75
FIGURA 11.	ESQUEMA DE LA SECCIÓN DE PRETRATAMIENTO DE UNA PLANTA CON EL PROCESO VALORGA (TOMADO DE VALORGA INTERNATIONAL SAS., 2007).	78
FIGURA 12.	ESQUEMA DEL BIODIGESTOR VALORGA, LAS FLECHAS AMARILLAS INDICAN LA ENTRADA Y SALIDA DE LOS RESIDUOS, LAS FLECHAS AZULES LA SALIDA Y RECIRCULACIÓN DE BIOGÁS (VALORGA INTERNATIONAL SAS., 2007).....	79
FIGURA 13.	ESQUEMA DE LA PLANTA DE DA ECOPARC EN BARCELONA, ESPAÑA (TOMADO DE VALORGA INTERNATIONAL SAS., 2007).	80
FIGURA 14.	ESQUEMA DEL PROCESO DRANCO (ORGANIC WASTE SYSTEMS, 2013).	83
FIGURA 15.	DIAGRAMA DEL PROCESO DRANCO DE LA PLANTA EN ALICANTE, ESPAÑA (ORGANIC WASTE SYSTEMS, 2013).	84
FIGURA 16.	ESQUEMA DEL PROCESO KOMPOGAS CON BIODIGESTOR DE ACERO (AXPO KOMPOGAS LTD., 2012).	87
FIGURA 17.	SECCIONES DE UNA PLANTA MODULAR KOMPOGAS CON BIODIGESTOR DE CONCRETO (AXPO KOMPOGAS LTD., 2012).	88
FIGURA 18.	ESQUEMA DEL PROCESO SECO DE FERMENTACIÓN BEKON (BEKON ENERGY TECHNOLOGIES, 2012).	91
FIGURA 19.	FUNCIÓN CLÁSICA DE UTILIDAD (KEENEY & RAIFFA, 1993).	97
FIGURA 20.	ÁRBOL DE OBJETIVOS CON TRES NIVELES Y 5 ATRIBUTOS (RIOS-INSUA ET AL., 2002).	99
FIGURA 21.	RANKING PARCIAL PROMETHEE I DEL ESCENARIO 2.....	116
FIGURA 22.	RANKING COMPLETO PROMETHEE II DEL ESCENARIO 2.....	117
FIGURA 23.	DIAMANTE PROMETHEE DEL ESCENARIO 2.....	118

FIGURA 24.	RANKINGS COMPLETOS PROMETHEE II PARA LOS ESCENARIOS 1, 2, 3 Y 4.	119
FIGURA 25.	FLUJOS Φ TOTALES Y PARCIALES PARA CADA TECNOLOGÍA EN EL ESCENARIO 2.	121
FIGURA 26.	PROMEDIO DE LOS FLUJOS Φ PARCIALES Y TOTALES PARA LAS TECNOLOGÍAS SECAS Y HÚMEDAS EN EL ESCENARIO 2.	122
FIGURA 27.	PROMETHEE I, RANKING PARCIAL SIN TOMAR EN CUENTA LAS TECNOLOGÍAS BEKON Y BTA.	123
FIGURA 28.	PROMETHEE II, RANKING COMPLETO SIN TOMAR EN CUENTA LAS TECNOLOGÍAS BEKON Y BTA.	124
FIGURA 29.	PROMEDIO DE FLUJOS Φ PARA LAS TECNOLOGÍAS SECAS Y HÚMEDAS SIN TOMAR EN CUENTA A BEKON Y BTA.	125

Índice de Abreviaturas

- **AGV:** Ácidos Grasos Volátiles
- **AHP:** Analytic Hierarchy Process
- **AMC:** Análisis Multicriterio
- **ATP:** Adenosin trifosfato
- **BSR:** Bacterias Sulfato Reductoras
- **BTA:** *Biotechnische Abfallwertung* (Biotecnología de Reciclaje de Residuos)
- **CHP:** Unidad de cogeneración *Combined Heat and Power*
- **CMNUCC:** Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático
- **DA:** Digestión Anaerobia
- **DCF:** *Dry Cycle Fermenter*
- **DM:** Decision Maker
- **DRANCO:** *Dry Anaerobic Composting*
- **FORSU:** Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos
- **GEI:** Gases de Efecto Invernadero
- **Glut-DH:** Glutamato deshidrogenasa
- **GmbH:** *Gesellschaft mit beschränkter Haftung* (Sociedad de Responsabilidad Limitada).
- **GOT:** Glutamato Oxaloacetato Transminasa
- **GPT:** Glutamato Piruvato Transminasa
- **INE:** Instituto Nacional de Ecología
- **IPCC:** Panel Intergubernamental de Cambio Climático
- **ISO:** *International Organization for Standardization* (Organización Internacional para la Estandarización)
- **LGEEPA:** Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente
- **LGPGIR:** Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos
- **MDL:** Mecanismo de Desarrollo Limpio
- **OHPA:** *Obligate Hydrogen-Producing Acetogens*
- **OMC:** Optimización Multicriterio
- **OWS:** *Organic Waste Systems*
- **pH:** Potencial de hidrógeno

- **PNPGIR:** Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos
- **PTAR:** Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
- **RCE:** Reducciones Certificadas de Emisiones
- **RSM:** Residuos Sólidos Municipales
- **RSOM:** Residuos Sólidos Orgánicos Municipales
- **RSU:** Residuos Sólidos Urbanos
- **SEDESOL:** Secretaría de Desarrollo Social
- **SEMARNAT:** Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- **SFOE:** Federación Suiza de Energía
- **SGC:** Sistema de Gestión de Calidad
- **SNIARN:** Sistema Nacional de Información Ambiental y Recursos Naturales
- **SORDISEP:** *Dry Sorting, Digestion and Wet Separation*
- **ST:** Sólidos Totales
- **UASB:** *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*
- **UMA:** Utilidad Multiatributo

Glosario

1. **Digestión anaerobia:** Es un proceso bioquímico de degradación sobre material orgánico complejo en compuestos más simples a través de una serie de interacciones metabólicas por medio de una amplia gama de microorganismos que catalizan el proceso en la ausencia de oxígeno.
2. **Residuos Sólidos Urbanos:** Aquellos que son generados en las casas habitación como resultado de las actividades domésticas y de cualquier otra actividad que se desarrolla dentro de los establecimientos o en la vía pública, con características domiciliarias.
3. **Hidrólisis:** Fase de la DA donde las moléculas orgánicas complejas y no disueltas se rompen en compuestos más simples mediante la acción de enzimas extracelulares secretadas por algunos microorganismos acidogénicos.
4. **Acidogénesis:** Reacción de compuestos orgánicos sin un aceptor específico de electrones, para producir compuestos oxidados o reducidos.
5. **Acetogénesis:** En esta etapa de la DA los productos finales de la etapa acidogénica se transforman en acetato por medio de microorganismos selectos a través de dos rutas diferentes: deshidrogenación acetogénica e hidrogenación acetogénica.
6. **Metanogénesis:** Es el último paso del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica, donde el acetato y el hidrógeno se convierten en metano y dióxido de carbono.
7. **Teoría de la Utilidad Multiatributo:** Es una metodología de evaluación multicriterio que fue desarrollada a partir de los presupuestos establecidos en la teoría de la utilidad para su aplicación en problemas con múltiples objetivos, con lo que se fijó la estimación de la utilidad dependiente de varios criterios, elaborándose una medición más general e integrada.
8. **PROMETHEE:** Es un método de evaluación multicriterio basado en comparaciones por parejas donde los criterios de preferencia agregados y los flujos de outranking son las claves de esta metodología.

1.1 DIGESTIÓN ANAEROBIA

El interés por el manejo y aprovechamiento del gas producido por la descomposición de la materia orgánica despertó en 1776, cuando el físico italiano Alessandro Volta realizó un experimento para aislar y demostrar que el gas que emanaba de la remoción de los sedimentos de un lago era flamable; más tarde, Robert Boyle y Stephen Hale demostraron que se trataba de gas metano (CH_4) (Cavinato, 2011).

En 1808, Sir Humphry Davy determinó que el CH_4 estaba presente en los gases producidos por la descomposición del estiércol de ganado. Sin embargo, no fue hasta 1859 que comenzó la industrialización de este proceso con la construcción del primer digestor anaerobio en Bombay, India. Hacia 1885 se desarrolló la tecnología para aprovechar el biogás que se generaba del tratamiento de lodos residuales como combustible para el alumbrado público en Exeter, Inglaterra. No obstante, fue hasta la década de 1930 que en Alemania y Francia se realizaron estudios profundos para comprender el proceso microbiológico de la digestión anaerobia (DA), en el cual se identificaron las bacterias y las condiciones que promueven la formación de CH_4 (Lusk, 1998).

Las plantas de DA de pequeña escala usadas para tratar los residuos de granjas, son quizás las más comunes, pues se calcula que existen de 6 a 8 millones de digestores utilizados en regiones agrícolas y ganaderas en todo el mundo, los cuales proveen biogás utilizado en la cocina y para la iluminación de las mismas granjas. Actualmente en India y China existe una tendencia para usar sistemas de DA más grandes, sofisticados y con mejor control del proceso para generar energía eléctrica en las zonas rurales de dichos países con una densidad de población elevada (Monnet, 2003).

Más de 35 tipos de industrias que usan biodigestores han sido identificadas, incluyendo los procesadores de químicos, fibra, alimentos, carne, leche y farmacéuticos. La mayoría utiliza la DA como pretratamiento para disminuir el costo de la disposición final de sus residuos, controlar e incluso mitigar la emisión de olores, y para reducir los costos del tratamiento de aguas residuales.

El uso de la DA en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) se desarrolló ampliamente durante la segunda mitad del siglo XX. En el mundo, actualmente se encuentran más de 1000 sistemas patentados en operación o en construcción. Se estima que el 44% de los sistemas de PTAR se encuentran en Europa y sólo el 14% de los sistemas se encuentran en Norteamérica. Otro porcentaje considerable de estas plantas se encuentra en Sudamérica, principalmente en Brasil, donde se fermenta el subproducto proveniente de la producción de etanol a partir de la caña de azúcar (Lusk, 1998).

Aunque el primer digestor que utilizó Residuos Sólidos Urbanos (RSU) como materia prima operó en los Estados Unidos de 1939 a 1974, este proceso ha despertado mucho interés en las últimas décadas. En los últimos años el sector de la digestión de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), ha aumentado de manera exponencial con el propósito energético de la producción de biogás y de la minimización y valorización de los residuos orgánicos (Lusk, 1998).

En Europa, las plantas de DA han tenido un buen desempeño tratando los residuos de granjas, los residuos industriales y los municipales. El proceso comenzó a utilizarse extensamente cuando las reservas de energía se vieron reducidas durante y después de la Segunda Guerra Mundial. Algunas plantas de DA en Europa han estado en operación por más de 20 años (Lusk, 1998). Europa inició el estudio de la DA para la FORSU debido a que el Consejo de las Comunidades Europeas en junio de 1978 otorgó un acuerdo para las fuentes de energía alternativas aplicables en el campo y en ahorro de energía. La biomasa y

la energía originadas de la FORSU constituía parte de este programa, el cual estableció un impulso para la investigación sobre la DA (Mata, 2002).

Otros factores que han influido en el éxito de las plantas de DA han sido las nuevas políticas ambientales para la gestión y disposición de los residuos. Debido a esto, muchos países europeos han implementado o considerado nuevos métodos para reducir el impacto ambiental de los residuos que se generan diariamente (Monnet, 2003).

1.2 RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

El manejo de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) es una de la mayores problemáticas que actualmente sufre nuestra sociedad. Sin embargo, es un problema al que no se le daba atención y no se había tratado de solucionar hasta apenas hace unos años, esto debido, entre otras razones, a la preocupación mundial por la excesiva emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI), que afectan cada año los ecosistemas de nuestro planeta.

La Organización de las Naciones Unidas (ONU) creó la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo en 1992, donde se vio reflejada la preocupación mundial al adoptarse el Convenio de Cambio Climático, posteriormente dentro de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) en 1997 se adoptó el Protocolo de Kyoto, y con éste el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) (Cortinas, 2010).

Con el MDL se establecieron las bases y procedimientos para incentivar a los países miembros a disminuir su emisión de GEI. Está incluido en el artículo 12 del Protocolo de Kyoto y permite a los gobiernos y empresas de países desarrollados invertir en proyectos que proporcionen una reducción de emisiones de GEI dentro de los países en desarrollo y recibir créditos en la forma de Reducciones Certificadas de Emisiones (RCE), con lo cual cumplirían sus objetivos de reducción (Naciones Unidas, 1998).

De acuerdo con el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2013) la mayoría de los sitios de disposición final de residuos son una fuente importante de liberación de GEI, entre ellos se encuentran los rellenos sanitarios, las plantas de incineración de residuos, las plantas de tratamiento de aguas residuales, entre otros. En estos sectores se produce una emisión considerable de CH₄, que es más eficaz en la intercepción de calor en la atmósfera que el CO₂ (Tabla 1).

Tabla 1. Potencial de calentamiento de los principales GEI (IPCC, 2013), (SEMARNAT, 2008).

GEI	Potencial de calentamiento (base CO ₂)	Vida Media (años)	Principales fuentes en México
CO ₂	1	50 a 200	Quema de combustibles fósiles y de biomasa. Incendios forestales.
CH ₄	23	12 ± 3	RSU, cultivo de arroz, producción pecuaria, emisiones fugitivas.
N ₂ O	296	120	Uso de fertilizantes, degradación de suelos, usos médicos.
Hidrofluorocarbonos	120 – 12,000	1.5 a 264	Refrigeración, aire acondicionado, extinguidores, petroquímica, solventes.
Perfluorocarbonos	5,700 – 11,900	2,600 a 50,000	Refrigerantes industriales, producción de aluminio, solventes y aerosoles.
SF ₆	22,200	3,200	Aislante dieléctrico, refrigerante industrial, producción de aluminio, magnesio y otros metales.

Las preocupaciones sobre el cambio climático y el manejo de residuos sólidos urbanos en nuestro país se han visto reflejadas directamente en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. En 1988 se promulgó la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) que estableció la concurrencia de los órdenes de gobierno en materia ambiental. Para 1999 se promulgó la reforma al artículo 115 de la Constitución, con la que se

confería a los Municipios la facultad de prestar el servicio público de limpia, recolección, traslado, tratamiento y disposición final de residuos.

En el año 2003, en el Diario Oficial de la Federación se publicó la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) en la cual se definieron tres tipos de residuos: peligrosos, de manejo especial y sólidos urbanos, y se estableció que su regulación compete a la Federación, las entidades federativas y los municipios, respectivamente. Se definió a los residuos sólidos urbanos (RSU), anteriormente llamados residuos sólidos municipales (RSM), como aquellos que son generados en las casas habitación como resultado de las actividades domésticas y de cualquier otra actividad que se desarrolla dentro de los establecimientos o en la vía pública, con características domiciliarias.

El Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos publicado en 2006, elaborado por la SEMARNAT, la SEDESOL, y el Instituto Nacional de Ecología (INE), entre otros, estimó que la generación per cápita de residuos sólidos en México es de 0.4 kg/día en zonas rurales y de 1.5 kg/día en zonas metropolitanas como la Ciudad de México.

Actualmente las cifras acerca de la generación de RSU son muy limitadas, pues se trata sólo de estimaciones y no de mediciones directas, aunque estas estimaciones están reguladas conforme a la norma NMX-AA-61-1985 para determinar la generación de RSU a partir de la generación promedio de residuos sólidos por habitante. De esta forma, en 2012 el Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SNIARN), considera una generación de 41.1 millones de toneladas de residuos en el año 2011, lo que equivale a 113 mil toneladas diarias generadas en todo el país, tomando en cuenta un promedio de generación por habitante de 0.99 kg/día (SEMARNAT, 2012).

La composición de los residuos depende, entre otros factores, de los patrones de consumo de la población, pues existe una correlación entre la composición de los residuos sólidos generados y la economía de la población; es decir, las poblaciones con menores ingresos generan menos residuos y en sus

componentes predomina la materia orgánica, al contrario de las poblaciones con mayores ingresos pues en éstas se generan residuos que se componen principalmente de materiales reciclables; en la Figura 1 se muestra la composición de los residuos en promedio para todo el país (SEMARNAT, 2012).

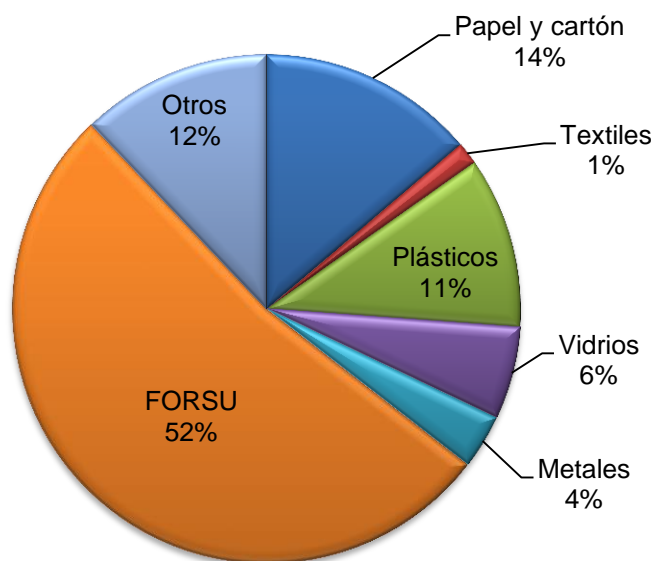


Figura 1. Composición promedio de los RSU generados en México en 2011 (SEMARNAT, 2012).

Donde FORSU, son todos los residuos de comida, jardinería y orgánicos similares (definidos en la LGPGIR en 2003, anteriormente denominados RSOM); y en otros se incluyen residuos finos, pañal desechable y sanitario, entre otros.

El SNIARN estimó que en el año 2011 se logró recolectar el 92% de los RSU generados en México. Esta cifra es un promedio para todo el país ya que la recolección varía significativamente si se trata de zonas metropolitanas, de ciudades medias o de pequeñas áreas urbanas, pues en las grandes zonas urbanas del país la cobertura de recolección alcanzó el 95%, mientras que en las ciudades medias varía entre 75 y 85%, y para las pequeñas ciudades la recolección variaba entre el 60 y 80%. De estos residuos recolectados, el SNIARN evaluó que sólo el 72% se dispuso en rellenos sanitarios y sitios controlados, el

resto de los residuos terminaron en sitios no controlados como tiraderos a cielo abierto (SEMARNAT, 2012).

Por esta razón, en el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (PNPGIR) para el periodo comprendido entre 2009 y 2012 se propuso reducir en al menos 1.5% los residuos que son enviados a tiraderos a cielo abierto, lo que representaría controlar entre 180,000 y 213,000 toneladas anuales de RSU; además de incrementar la capacidad instalada para la disposición final de residuos en rellenos sanitarios o en otros sitios controlados en al menos un 18%, es decir, 5.5 millones de toneladas de residuos anuales.

De igual forma en el PNPGR se identificaron seis temas transversales para la gestión integral de residuos, de los que destacan: el desarrollo científico y tecnológico para la evaluación, así como la aplicación a gran escala de nuevas tecnologías para el manejo de residuos sólidos urbanos; y la reducción de emisiones de GEI, para la cual se establecieron metas para su control, tratamiento y aprovechamiento (SEMARNAT, 2008).

2 JUSTIFICACIÓN

La Digestión Anaerobia contribuye a la reducción de emisiones de GEI. Un sistema de DA bien gestionado permitirá alcanzar una producción máxima de CH₄, sin liberación alguna de éste a la atmósfera. Por lo tanto, el proceso de DA para el tratamiento de la FORSU representa una fuente de energía renovable para el desarrollo sustentable del país.

Debido a que la materia prima de la DA es un recurso renovable, tratándose de los residuos orgánicos que se generan diariamente por la actividad humana; la energía generada en este proceso puede ayudar a reducir la demanda de combustibles fósiles, a una pequeña escala pero con una proyección a futuro. El uso del digestato también contribuye a esta reducción, pues se reduciría el consumo de combustibles sintéticos utilizados en la industria de los fertilizantes, la cual incluye procesos de alto consumo de energía.

La DA crea un sistema de manejo integral de residuos el cual reduce la contaminación de los suelos y agua, comparado con otro tipo de disposición final o tratamiento de residuos. El tratamiento puede también llevar a una disminución mayor al 80% de olores y destruir virtualmente toda la flora nociva, lo cual aminora la necesidad de utilizar herbicidas u otro tipo de medidas de control. En el aspecto financiero, la DA convierte los residuos en productos potencialmente negociables: biogás, composta, y fertilizante líquido (Wilkie, 2008).

La DA de la FORSU es técnicamente factible. Sin embargo, uno de los aspectos fundamentales que deben tratarse es sí los residuos orgánicos deben recolectarse por separado o sí debe incluirse un pretratamiento mecánico para separar los orgánicos de los residuos recolectados por el municipio. Materiales como el vidrio, el plástico, los metales y la arena o piedras siempre deben ser removidos, aunque sí el proceso es bien diseñado, pueden obtenerse productos de alta calidad.

Puesto que el mayor obstáculo es que se debe implementar la separación de residuos, la primera opción para implementar este tratamiento sería en el DF, donde ya está reglamentada esta separación desde hace varios años. De cualquier modo la “pureza” de los residuos alimentados al proceso dependerá del propósito del mismo; sí el proceso requiere maximizar la producción de metano, una alimentación de residuos con un pretratamiento mecánico es permisible, sin embargo sí el proceso requiere una producción de composta de alta calidad, entonces la “pureza” de los residuos es muy importante.

Procesos como la DA y el compostaje ofrecen la única ruta biológica para el reciclaje de materia y nutrientes provenientes de la FORSU. El compostaje es un proceso que consume energía, pues requiere de 50 a 75 kWh por tonelada de residuos alimentados. El compostaje de los residuos orgánicos es comercialmente viable y en uso, no obstante su aplicación es limitada por los aspectos ambientales y económicos. La DA es un proceso productor de energía neta, con una producción aproximada de 90 a 140 kWh de electricidad por tonelada de residuos alimentados. La tecnología de DA para el tratamiento de la FORSU ya está demostrada y comercializada, principalmente en Europa (Lusk, 1998).

En México no se han realizado estudios previos de la DA para el tratamiento de la FORSU por lo tanto el presente trabajo pretende establecer una base de información acerca del proceso microbiológico, bioquímico e industrial de la DA, además de una investigación detallada sobre las tecnologías más representativas de este proceso con la finalidad de evaluarlas para conocer la mejor alternativa en cuanto a los aspectos técnicos y económicos.

3.1 OBJETIVO PRINCIPAL

Describir las bases biotecnológicas de la Digestión Anaerobia para el tratamiento de la FORSU, analizando las tecnologías más importantes que existen en la actualidad para este proceso, y por medio de una evaluación multicriterio definir la tecnología más adecuada de acuerdo a su desempeño y valor.

3.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- Establecer el estado del arte de la DA, su microbiología, las reacciones bioquímicas involucradas y los factores que las afectan.
- Seleccionar las tecnologías de DA más reconocidas a nivel mundial para el tratamiento de la FORSU y que han tenido impactos positivos en el aspecto ambiental y económico.
- Estudiar las características en el aspecto técnico y del proceso de las tecnologías seleccionadas.
- Realizar un análisis por medio de herramientas de evaluación de tecnologías que se aplican comúnmente a la ingeniería ambiental y química, como la evaluación multicriterio.
- Definir la o las tecnologías de DA que más convengan utilizar para el tratamiento de la FORSU en nuestro país.

4 DIGESTIÓN ANAEROBIA

La Digestión Anaerobia, también conocida como biometanización, es un proceso bioquímico de degradación sobre material orgánico complejo en compuestos más simples a través de una serie de interacciones metabólicas por medio de una amplia gama de microorganismos que catalizan el proceso en la ausencia de oxígeno. Aproximadamente entre el 40% y el 60% de la materia orgánica alimentada a un biodigestor o fermentador se convierte en biogás (dependiendo del tiempo de residencia de éste).

El principal producto de este proceso es el biogás, que se compone de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) principalmente, con unas concentraciones en volumen aproximadas de 65% y 35% respectivamente. También contiene pequeñas cantidades de sulfuro de hidrógeno (H_2S), nitrógeno (N_2), hidrógeno (H_2), y amoníaco (NH_3), los cuales usualmente conforman menos de 1% del volumen total del biogás generado.

El remanente se denomina digestato, está formado por dos fases: la fase sólida puede ser utilizada como composta, después de cierto tratamiento, y la fase líquida se utiliza como fertilizante agrícola.

La FORSU es un sustrato muy complejo y por lo tanto requieren de una ruta metabólica más complicada para ser degradados, lo que involucra toda una serie de reacciones bioquímicas para llegar a la conversión final, es decir, para llegar a la formación de metano. La Figura 2 muestra algunos de los intermediarios más importantes en la formación de metano y la ruta que sigue la materia orgánica para degradarse.

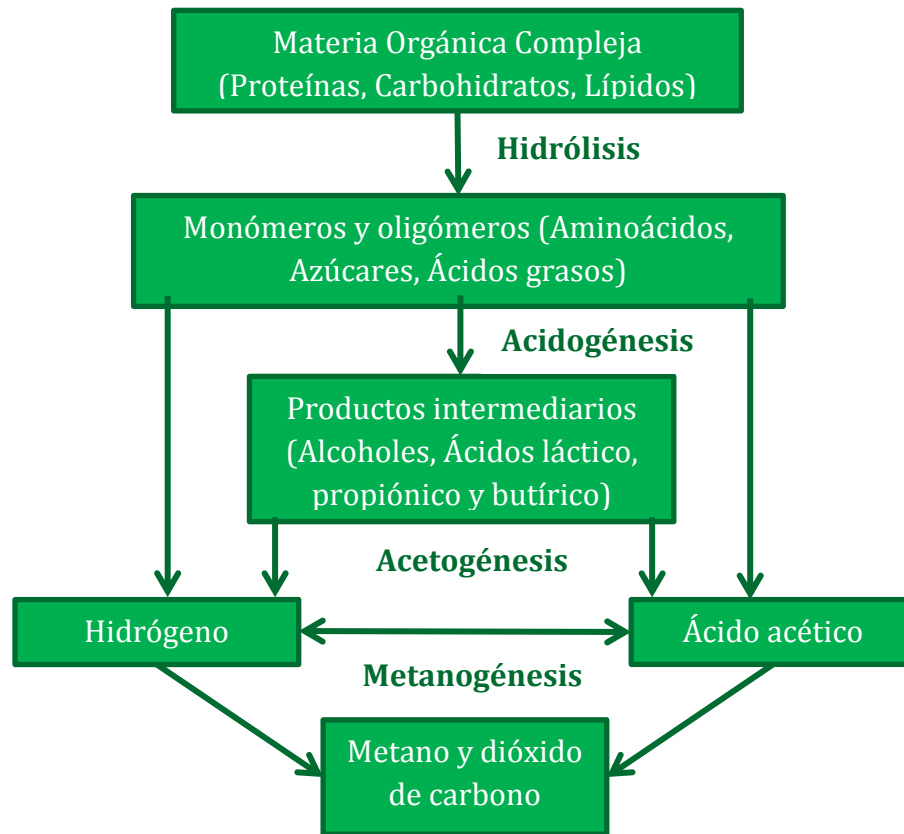


Figura 2. Esquema general de degradación de la materia orgánica compleja (Schnürer & Jarvis, 2011).

En la industria, el proceso de la DA se lleva a cabo en biodigestores, que pueden tener diferentes sistemas de agitación (mecánicos, hidráulicos o por flujo presurizado del biogás) y sistemas de aislamiento térmico. El proceso de DA no requiere de la esterilización o descontaminación del sustrato debido a la naturaleza de microorganismos involucrados, sin embargo suele aplicarse en ciertas tecnologías para obtener un subproducto de mejor calidad y que pueda llevarse al mercado directamente.

La mayoría de los procesos industrializados de tecnologías de la DA constan de tres secciones principales (Figura 3): el pretratamiento, la fermentación, y el post-tratamiento; donde la energía generada por la producción del biogás es comúnmente aprovechada *in situ* para las necesidades del mismo proceso, y el remanente puede recibir un valor comerciable.

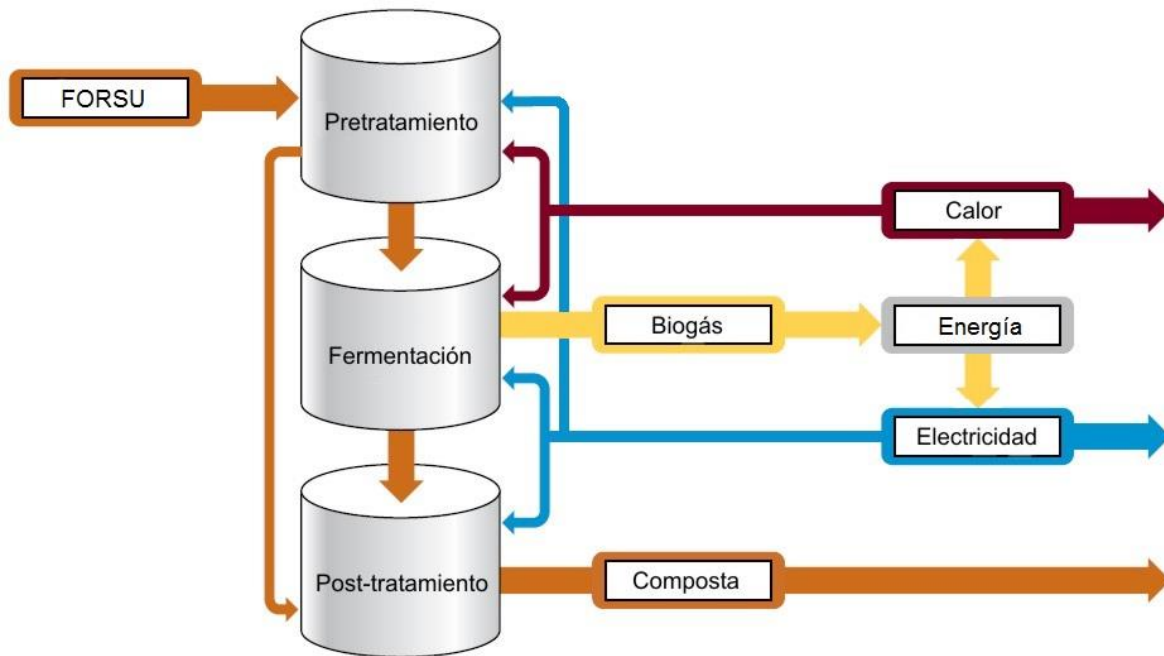


Figura 3. Esquema del proceso de DA (Department of Energy and Climate Change, 2011).

➤ **Pretratamiento**

Esta sección de la planta involucra la separación de los materiales inertes y pesados que puedan encontrarse aún en los RSOM, ésta puede realizarse manual o automáticamente agregando agua de proceso para formar una pulpa, e incluso puede no necesitarse para algunas tecnologías. En algunas tecnologías de DA se integra también la reducción del tamaño de partícula, mediante trituradores y mallas, para poder obtener una DA más eficiente (Palmowski & Müller, 2000).

Existen otros procesos de pretratamiento que involucran calor, reacciones químicas y enzimáticas que han sido estudiados en los últimos años para dar estabilidad, incrementar la producción y aumentar la conversión de los residuos orgánicos a biogás (Schieder & Schneider, 2000).

➤ **Digestión Anaerobia**

La DA puede realizarse en una etapa o en varias, a condiciones de temperatura mesofílicas o termofílicas, en biodigestores horizontales o verticales, de manera

continua o por lotes, dependiendo principalmente de la tecnología utilizada. Estas condiciones de operación serán descritas con más detalle posteriormente en este estudio.

El biogás producido en la DA debe ser purificado, debido a que contiene pequeñas cantidades de impurezas (H_2S , NH_3 y vapor de agua principalmente) que pueden reducir la vida útil de los motores de cogeneración e incluso causar severos daños a su sistema. En algunos casos también es necesario remover el CO_2 para convertir el biogás en gas natural, también llamado biometano, para poder alimentarlo a la red doméstica de consumo de gas. La energía eléctrica y calorífica producida en la cogeneración se utilizan en el pretratamiento y en el post-tratamiento respectivamente, para hacer autosuficiente el proceso de DA.

➤ **Post-tratamiento**

Cuando la DA se completa, el digestato es llevado a un proceso de tratamiento. Este post-tratamiento comienza con una deshidratación o separación, comúnmente por medio de un filtro prensa. De esta operación se obtienen una fase sólida, que se lleva a un tratamiento de compostaje, y una fase líquida que puede ser comercializada directamente como fertilizante.

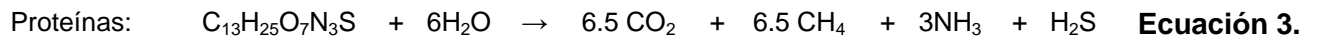
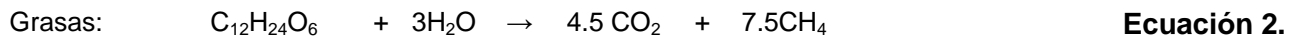
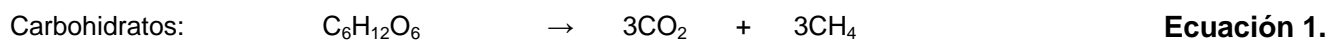
En la mayoría de las plantas de DA, una parte del líquido obtenido al final de la digestión se recircula hacia el proceso, pues posee un alto contenido de nutrientes y bacterias que sirven de inóculo en el proceso de DA. En algunas plantas, los ácidos orgánicos contenidos en la fase líquida se recuperan a través de un proceso adicional. Estos ácidos pueden ser utilizados para producir metil o etil ésteres, los cuales contienen un elevado grado de octanaje, con lo que pueden emplearse como aditivos para gasolina.

4.1 ETAPAS BIOQUÍMICAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

El proceso de DA involucra un consorcio entre bacterias y arqueas, las cuales juegan un papel muy importante en la descomposición de la materia orgánica

compleja. Como se muestra en la Figura 2, generalmente este proceso consiste de cuatro etapas con diferentes tipos de microorganismos: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis (bacterias acetogénicas), y metanogénesis (arqueas metanogénicas).

De manera general y por su composición elemental, los productos obtenidos a partir de las macromoléculas se muestran a continuación en las siguientes ecuaciones (Deublein & Steinhauser, 2011):



Estas reacciones bioquímicas no se llevan a cabo directamente, por lo que a continuación se describen las etapas por medio de las cuales se realiza este proceso.

4.1.1 HIDRÓLISIS

Se considera a la hidrólisis como la etapa limitante para la degradación de residuos con gran cantidad de sólidos totales, por ello, la hidrólisis es necesaria para que los microorganismos sean capaces de metabolizar los residuos (Schnürer & Jarvis, 2009).

En esta fase las moléculas orgánicas complejas y no disueltas (carbohidratos, grasas y proteínas) se rompen en compuestos más simples (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos, alcoholes, entre otros), mediante la acción de enzimas extracelulares secretadas por algunos microorganismos acidogénicos como la celulasa, amilasa, proteasa y lipasa (Schnürer & Jarvis, 2009).

Los compuestos solubles (diferentes tipos de oligosacáridos y azúcares, alcoholes, aminoácidos y ácidos grasos) atraviesan la pared celular y constituyen

las principales fuentes de carbono y energía para las células de los microorganismos (Schnürer & Jarvis, 2009).

En la Tabla 2 se hace referencia al sustrato sobre el que actúan algunas enzimas y sus correspondientes productos finales.

Tabla 2. Grupos de enzimas hidrolíticas y sus funciones (Schnürer & Jarvis, 2009).

Enzima	Sustrato	Productos Finales
Proteinasa	Proteínas	Aminoácidos
Celulasa	Celulosa (componentes importantes de plantas, se encuentra en frutas, granos, vegetales, entre otros)	Celobiosa y glucosa
Hemicelulosa	Hemicelulosa (componentes importantes de plantas, se encuentra en frutas, granos, vegetales, entre otros)	Azúcar como glucosa, xilosa, manosa y arabinosa
Amilasa	Almidón	Glucosa
Lipasa	Grasas	Ácidos grasos y glicerol
Pectinasa	Pectina (se encuentra principalmente en frutas, tienen estructura compleja)	Azúcar galactosa, arabinosa, y ácido poligalacturónico

Cada una de las etapas de bioconversión de materiales orgánicos a metano presentan diferente rapidez, mientras que la degradación de la celulosa ocurre en semanas, la de las hemicelulosas y proteínas en días y la de las moléculas más simples, como azúcares, ácidos grasos y alcoholes, en horas (Carrillo, 2004).

4.1.2 ACIDOGÉNESIS

En esta etapa, también llamada de fermentación, se metabolizan los productos de la hidrólisis en el interior de la célula y se obtienen compuestos de peso molecular intermedio tales como los ácidos orgánicos (acetato, propionato, butirato, lactato, entre otros) y alcoholes, además de otros subproductos importantes para etapas

posteriores (amoníaco, hidrógeno, dióxido de carbono, entre otros) (Gonsalves, 2009).

La fermentación se define como la reacción de compuestos orgánicos sin un aceptor específico de electrones, para producir compuestos oxidados o reducidos. Los dos mayores grupos sujetos a la fermentación bajo condiciones anaerobias son los azúcares y los aminoácidos (Batstone & Jensen, 2011).

Los productos de la degradación de este proceso son el hidrógeno y el acetato, así como algunos ácidos volátiles (propionato, butirato), los cuales pueden también ser degradados a acetato y H₂, siendo estos últimos los principales precursores del metano generado por las bacterias metanogénicas (Gonsalves, 2009).

Estas reacciones son reguladas por las condiciones del medio, incluyendo el pH, concentración de hidrógeno en fase gas, temperatura, tiempo de retención celular. Las reacciones ricas en hidrógeno pueden verse favorecidas a bajas concentraciones de hidrógeno, asimismo la producción de alcoholes, se favorece en un pH bajo (Batstone & Jensen, 2011).

Por otra parte, la acidogénesis de aminoácidos puede ser por oxidación directa o por fermentación en pares mediante una vía acoplada, denominada "Digestión Stickland" la cual presenta las siguientes características (Batstone & Jensen, 2011):

- Los aminoácidos son degradados en pares
- Uno de los aminoácidos del par actúa como electrón aceptor y el otro como electrón donador.
- El aminoácido donador se oxida a NH₃, CO₂ y un ácido carboxílico con un átomo de carbono, menos que el aminoácido donador.
- El aminoácido aceptor se reduce a NH₃ y a ácido carboxílico con una cadena de longitud igual a la del aminoácido original.
- En general, hay una deficiencia del 10% en aminoácidos aceptores de electrones en las proteínas que se encuentran comúnmente.

4.1.3 ACETOGÉNESIS

En esta etapa los productos finales de la etapa acidogénica se transforman en acetato, así la actividad principal de los microorganismos presentes proporciona donadores de hidrógeno, dióxido de carbono y acetato a las arqueas metanogénicas. Estos microorganismos son capaces de convertir los productos finales de la microbiota acidogénica en acetato a partir de dos rutas diferentes (Fernandez, 2010):

1.- Deshidrogenación acetogénica. Como producto de la fermentación de ácidos grasos volátiles o lactato y alcoholes. Estas reacciones dependen de la concentración de hidrógeno existente, por lo tanto para que la acetogénesis tenga lugar en los biodigestores, es necesario que el hidrógeno generado en el proceso sea utilizado con igual o mayor rapidez a la que se produce.

Cuando la concentración de hidrógeno en el gas es muy baja (5-50 ppm), las reacciones que ocurren son termodinámicamente favorables, por lo que existirá una mayor formación de ácido acético y su energía libre será suficiente para permitir la síntesis de ATP y el crecimiento bacteriano (Fernandez, 2010). El caso contrario ocurre cuando la eliminación de hidrógeno es menos eficiente, aumentando su concentración y con ello la proporción de ácidos grasos de cadena corta, tales como: ácido propiónico, butírico, valérico, isovalérico, heptanóico, entre otros., lo que puede llevar a una acidificación de los biodigestores.

2.- Hidrogenación acetogénica. Algunos autores admiten la existencia de otras bacterias denominadas homoacetogénicas, que pueden crecer autotróficamente con dióxido de carbono e hidrógeno para producir acetato (reacciones de hidrogenación acetogénica) cuando las metanogénicas consumidoras de H₂ están inhibidas debido a un pH bajo. Así mismo, se considera que el intercambio de hidrógeno es tan rápido en el digestor que originan diferentes microambientes con diferentes presiones de hidrógeno, donde ambas reacciones (acetogénicas y homoacetogénicas) ocurren de manera simultánea (Fernandez, 2010).

En la Tabla 3 se presentan las posibles reacciones de acetogénesis que tienen lugar en la DA, en donde se observa que cuando la presión parcial de hidrógeno es baja, se forman predominantemente H₂, CO₂ y acetato por las bacterias acetogénicas. Al contrario, cuando la presión parcial es alta, se forman los ácidos butírico, capríónico, propiónico y valérico, además de etanol. A partir de estos productos, las bacterias metanogénicas pueden asimilar sólo acetato, H₂ y CO₂

Tabla 3. Reacciones en la etapa de acetogénesis (Deublein & Steinhauser, 2011).

Compuesto/Sustancia	Reacción Química
Dióxido de carbono	$2\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$
Ácido Propiónico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{CO}_2 + 3\text{H}_2$
Ácido Butírico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$
Ácido Valérico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2$
Ácido Isovalérico	$(\text{CH}_3)_2\text{CHCH}_2\text{COOH} + \text{HCO}_3\text{H} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COOH} + \text{H}_2$
Ácido Caproico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_4\text{COOH} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COOH} + 5\text{H}_2 + \text{H}^+$
Glicerina	$\text{C}_3\text{H}_8\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 3\text{H}_2 + \text{CO}_2$
Ácido Láctico	$\text{CH}_3\text{CH}(\text{OH})\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$
Etanol	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$

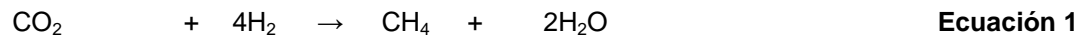
4.1.4 METANOGENESIS

La metanogénesis es el último paso del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica. La degradación metanogénica de cada sustrato depende tanto de la naturaleza del mismo como de la ruta metabólica seleccionada por los microorganismos para su degradación (Poggio, 2007).

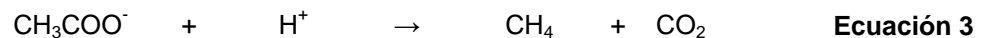
Existen por lo menos diez sustratos [por ejemplo: formiato (HCOO⁻), acetato (CH₃COO⁻), metanol (CH₃OH), metilmercaptano (CH₃SH) y metilamina (CH₃NH₃)]

que se convierten en metano por la acción de las bacterias metanogénicas, los cuales liberan energía adecuada para la síntesis de ATP (Poggio, 2007).

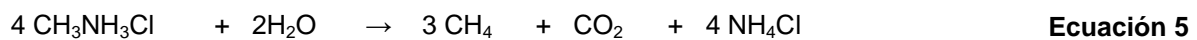
En la Ecuación 1 y la Ecuación 2, se describe cómo el metano se forma por la reducción de dióxido de carbono y del formiato debido al hidrógeno proveniente de varios sustratos usados por la bacteria.



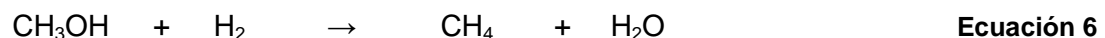
La conversión de acetato a metano es un proceso muy importante en la DA de residuos y en medios anóxicos de agua dulce, donde no hay una competencia excesiva por el acetato (Ecuación 3) (Carrillo, 2004):



En los sustratos con un grupo metilo, el acetato se reduce a metano, mediante la Ecuación 4 y la Ecuación 5:



En estas reacciones, algunas moléculas del sustrato funcionan como donadores de electrones y se oxidan a CO_2 , mientras que otras se reducen y son por tanto aceptores de electrones. En las reacciones con compuestos de metilo, el poder reductor también puede provenir del H_2 (Carrillo, 2004), esto se expresa en la Ecuación 6:



4.2 MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Debido a la gran diversidad de residuos que pueden ser degradados mediante la DA, es necesario hacer una revisión sobre los diferentes tipos de bacterias presentes en el proceso anaerobio, su actividad metabólica, así como los factores que influyen en el desarrollo de dicha actividad. Esto permitirá una adecuada operación del digestor, a través del monitoreo de aquellos factores que resultan cruciales, permitiendo tener un control adecuado del sistema.

Las bacterias pueden ser clasificadas con base en su respuesta al oxígeno molecular en tres grupos: aerobias estrictas, anaerobias facultativas, y anaerobias (dentro de éstas últimas se encuentran las bacterias formadoras de metano) (Gerardi, 2003).

Las aerobias estrictas sólo pueden desarrollarse en presencia de oxígeno molecular. Las anaerobias facultativas se encuentran activas en la presencia o ausencia de oxígeno molecular (Tabla 4). Así, cuando el oxígeno se encuentra presente es usado para la actividad enzimática y para la degradación de los residuos. De lo contrario, los alcoholes, ácidos grasos y compuestos aromáticos pueden ser degradados por microorganismos con respiración anaerobia, los cuales usan entre otros nutrientes: nitratos, azufre, sulfatos, carbono y hierro (III) como aceptores de electrones (Deublein & Steinhauser, 2008). De estas bacterias, los grupos que interesan en los procesos anaerobios son las que degradan compuestos de carbono y las que reducen los sulfatos.

Tabla 4. Grupos de bacterias presentes en sistemas anaerobios (Gerardi, 2003).

Grupo	Ejemplo	Acción
Tolerante al oxígeno	<i>Desulfovibrio</i>	Reduce SO_4^{2-} H_2S
	<i>Desulfomarculum</i>	Reduce SO_4^{2-} H_2S
Intolerante al oxígeno	<i>Methanobacterium formicicum</i>	Produce CH_4
	<i>Methnobacterium propionicum</i>	Produce CH_4

A diferencia de las bacterias anaerobias facultativas, las anaerobias estrictas se inactivan en la presencia de oxígeno molecular. Estas bacterias pueden dividirse en dos subgrupos: especies tolerantes al oxígeno y especies intolerantes (Rivas & Mota, 2008), también llamadas anaerobias estrictas (Tabla 4). Aunque las anaerobias tolerantes sobreviven en presencia de oxígeno molecular, estas bacterias no pueden desarrollar su metabolismo celular, incluyendo la degradación de sustrato. En la presencia de oxígeno molecular, las anaerobias estrictas, incluyendo las bacterias formadoras de metano, mueren (Atlas & Bartha, 2006).

4.2.1 ATAQUE ENZIMÁTICO

En las etapas bioquímicas de hidrólisis y acidogénesis, las bacterias que llevan a cabo las reacciones son anaerobias facultativas, y los géneros más frecuentes que participan son los miembros de la familia Enterobacteriaceae, además los géneros *Bacillus*, *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium* (Rodríguez, 2003).

Los microorganismos involucrados en la primera etapa de la DA realizan la degradación de los compuestos poliméricos a través del uso de enzimas, las cuales son moléculas proteínicas que catalizan las reacciones químicas (Gómez, 2008). Dos tipos de enzimas se encuentran involucradas en la degradación de los compuestos: endoenzimas y exoenzimas. Las endoenzimas son aquellas enzimas que actúan en el interior de la célula, mientras que las exoenzimas son aquellas sintetizadas igualmente dentro de la célula, pero exportadas al medio extracelular (Cruz & Hermosilla, 2008).

Una vez que entra en contacto el sustrato con las exoenzimas, el material particulado y coloidal es solubilizado para que pueda ingresar al interior de las células y entonces sea degradado por las endoenzimas (Gerardi, 2003). Es importante señalar que la actividad de las enzimas se lleva a cabo bajo ciertas

condiciones de temperatura y pH (que serán descritas más adelante). Así mismo, las enzimas presentan un intervalo de concentración de sustrato óptima, que en caso de ser rebasado, la rapidez de reacción comienza a disminuir (Gómez, 2008).

En un biodigestor, la degradación de los lípidos es probable que se lleve a cabo mediante la acción de lipasas (Hattingh & Toerien, 1969). La degradación de proteínas a polipéptidos y aminoácidos procede probablemente por la acción de proteasas, de entre las que se pueden mencionar la enzima glutamato oxaloacetato transminasa (GOT), la glutamato dehidrogenasa (Glut-DH) y la glutamato piruvato transminasa (GPT) (Hattingh & Toerien, 1969).

4.2.2 BACTERIAS ACIDOGÉNICAS

En la etapa de la acidogénesis se encuentran activos aproximadamente un 90% del total de los microorganismos involucrados en el proceso de DA, los cuales forman un amplio rango de productos (Schnürer & Jarvis, 2011).

Las bacterias acidogénicas son facultativas anaerobias y anaerobias estrictas (Li & Fang, 2007). Estas bacterias se encargan de transformar los compuestos orgánicos a otros compuestos orgánicos e inorgánicos como CO₂, CO, H₂ y compuestos sulfurados. Dentro de las bacterias anaerobias facultativas se encuentran principalmente la familia Enterobacterias y los géneros *Streptococcus*, *Pediococcus*, *Lactobacillus*, entre otros. (Varela, 2002), mientras que dentro de las anaerobias estrictas se encuentra principalmente al género *Clostridium* (Canul Chan, 2010). Prácticamente todos los microorganismos acidogénicos participan en la etapa de hidrólisis. Los géneros *Clostridium*, *Paenibacillus* y *Ruminococcus* aparecen en todas las fases del proceso de DA, aunque son dominantes en la fase acidogénica (Deublein & Steinhauser, 2008).

En la Tabla 5 se muestran diferentes especies del género *Clostridium*, el cual es el más amplio de bacterias acidogénicas.

Tabla 5. Especies de *Clostridium*, sustratos y productos (Deublein y Steinhauser, 2008; Gerardi, 2003).

Especie	Sustrato
<i>C. cederecrescens</i>	Celulosa
<i>C. aerotolerans</i>	Xilan, la glucosa es descompuesta a succinato
<i>C. butyricum</i>	Polímeros como almidón y pectina y también productos del metabolismo de otros microorganismos, p.ej. Lactato
<i>C. propionicum</i>	Diferentes aminoácidos, lactato y acrilato. Los sustratos son fermentados a ácidos grasos tales como propionato, butirato, isobutirato, isovalerato y acetato en la ruta de acrilato
<i>C. dostridiiformis</i>	Carbohidratos a acetato, lactato y formiato
<i>C. methylpentosum</i>	Crece sólo con pentosas
<i>C. viride</i>	Diferentes ácidos grasos (valerato, crotonato)
<i>C. spiroforme</i>	Carbohidratos a acetato
<i>C. propionicum</i>	Lactato vía la ruta de acryloyl

4.2.3 BACTERIA FORMADORA DE ACETATO

El acetato se produce mediante diversas rutas fermentativas y los organismos encargados de producirlo incluyen bacterias en los géneros *Acetobacterium*, *Clostridium*, *Sporomusa*, *Desulfovibrio* y *Syntrophobacter* (Martí, 2006; Pérez, 1994).

Se considera que son tres los grupos de bacterias acetogénicas: las homoacetogénicas, las sintótrofas (*obligate hydrogen-producing acetogens*, OHPA) y las sulfato-reductoras (Arnáiz, et al., 2000).

Las bacterias homoacetogénicas pueden degradar sustratos carbonados o dióxido de carbono para generar acetato como único producto de reacción (característica que las distingue de las demás acetogénicas) (Lay, et al., 1998).

Paralelamente, las bacterias OHPA oxidan los productos de la primera fase (fundamentalmente propiónico y butírico) en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno. Estas bacterias son anaerobias estrictas y para crecer dependen de la eliminación del hidrógeno del sistema, ya que es un inhibidor de la acetogénesis, lo que lleva a la necesidad de la presencia de microorganismos hidrogenofílicos (Arnáiz, et al., 2000).

Las bacterias acetogénicas pueden sobrevivir sólo en simbiosis con las bacterias consumidoras de hidrógeno (Deublein y Steinhauser, 2008), cuando las bacterias acetogénicas producen acetato, el hidrógeno también es producido a la par. Si el hidrógeno se acumula la presión parcial de este compuesto aumenta significativamente, lo que resulta en la inhibición de la actividad de las bacterias acetogénicas y por lo tanto, en una reducción en la producción de acetato (Gerardi, 2003).

Por lo tanto, las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas son fundamentales, ya que mediante su metabolismo se remueve continuamente el hidrógeno producido por las bacterias acetogénicas (para la producción de metano), reduciendo la presión de hidrógeno y permitiendo, por lo tanto, el desarrollo del metabolismo de las acetogénicas. Estos microorganismos tienen largos periodos de reproducción, los cuales llegan hasta las 84 horas (Deublein & Steinhauser, 2008).

4.2.4 BACTERIA SULFATO-REDUCTORA

El H₂S producido en la DA se genera a partir de la reducción del sulfato a sulfuro mediante el metabolismo de las bacterias sulfato reductoras (BSR) (Urta Hernández, et al., 2002). Las BSR pueden degradar una amplia variedad de sustratos de forma parcial o completa, entre los cuales se encuentran los ácidos grasos de cadena larga, el etanol y otros alcoholes, ácidos orgánicos y otros compuestos aromáticos. Debido a la amplia variedad de sustratos que puede metabolizar, las BSR compiten con una amplia gama de bacterias, entre las que

se encuentran las acetogénicas y las metanogénicas, por el acetato, H₂, propionato y butirato (Chen & Cheng, 2008) como se observa en la Figura 4.

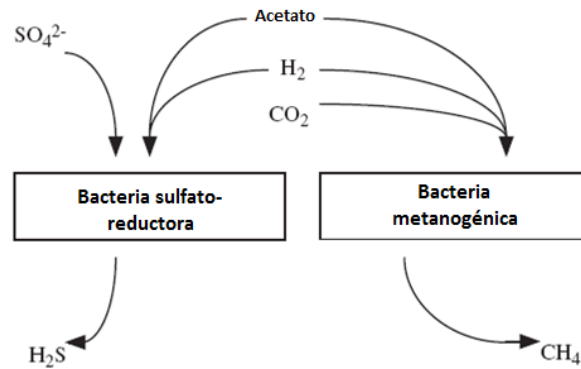


Figura 4. Competencia entre bacterias sulfato-reductoras y metanogénicas (Gerardi, 2003).

La oxidación de sulfatos parece ocurrir de forma simultánea con la metanogénesis (Oremland & Taylor, 1977), por lo que es probable que exista una competencia entre las BSR y las metanogénicas hidrogenofílicas. En caso de aparecer esta competencia las BSR se verían favorecidas gracias a una mayor afinidad de dichas bacterias por el sustrato y a parámetros cinéticos más favorables (Ferry, 2002).

Cuando las bacterias sulfato-reductoras compiten con las metanogénicas acetoclásticas por el acetato el factor clave es la relación DQO/SO_4^{2-} en el sistema. Cuando dicha relación se encuentra por encima de 2.7, las bacterias metanogénicas se ven favorecidas, sin embargo, por debajo de esa relación las BSR prevalecerán (Chen & Cheng, 2008).

Cuando en la competencia se ven muy favorecidas las sulfato-reductoras, los rendimientos de producción de metano se reducen y los de H_2S aumentan. El H_2S presenta un mayor efecto inhibitorio para las bacterias metanogénicas y acetogénicas que para las acidogénicas (Gerardi, 2003).

4.2.5 BACTERIA FORMADORA DE METANO

Los microorganismos metanogénicos son los responsables de la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H₂, CO₂, formiato, metanol, y algunas metilaminas (Deublein & Steinhauser, 2008).

Las bacterias metanogénicas conforman un grupo morfológicamente diverso de organismos que presentan diferentes formas, patrones de crecimiento y sustratos específicos para degradación (Jones, et al., 1987). En la fase metanogénica participan diferentes géneros de bacterias, las cuales aparecen aproximadamente entre la tercera y novena semana después de comenzar la DA de los sustratos en el biodigestor (IVP, 1999).

Estas bacterias se clasifican en siete grupos principales que comprenden un total de 6 géneros. La clasificación de las arqueas metanogénicas hidrogenotróficas realizada por Stafford (1982) se enlista a continuación:

- *Methanobacterium sp.*
- *Methanosarcina sp.*
- *Methanococcus sp.*
- *Methanobacillus sp.*
- *Methanothrix sp.*
- *Methanospirillum sp.*

El dominio de las Arqueas presenta diversas características únicas que no se encuentran en el dominio de las bacterias típicas, como las Eubacterias. Las principales particularidades de este tipo de bacterias son: 1) pared celular no rígida (no contienen ácido muriático ni aminoácidos-D, los cuales son componentes típicos de las Eubacterias; 2) degradación de sustrato que produce metano; y 3) coenzimas especializadas únicas, como la coenzima M (empleada en la reducción del CO₂) (Jones, et al., 1987).

El número de sustratos que pueden emplear este tipo de bacterias es relativamente limitado. Cada especie presenta un tipo específico de sustratos que puede degradar. En general, los sustratos que emplean este tipo de bacterias son H_2/CO_2 , H_2/CO , formiato, acetato, metanol (y otros alcoholes), metanol/ H_2 y metilaminas (Deublein y Steinhauser, 2008).

La reacción limitante en el proceso bioquímico de la DA es usualmente la conversión de los ácidos grasos volátiles (AGV) a metano. Las arqueas metanogénicas obtienen muy poca energía de la degradación de los AGV, debido a que la mayoría de la energía liberada por éstos es transferida al metano en sí. Como producto de esto, su tasa de crecimiento es restringida, es decir, la cantidad de sustrato utilizado por cada organismo es elevada (Jones, et al., 1987).

Debido a que no existe una especie en específico que sea capaz de degradar todos los sustratos, es necesario contar una amplia diversidad de bacterias formadoras de metano para lograr una digestión óptima de los residuos. En este sentido, existen tres grupos principales de bacterias metanogénicas: 1) bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, 2) bacterias metanogénicas acetotróficas y 3) bacterias metanogénicas metilotróficas (Jones, et al., 1987).

Cada uno de los sustratos empleados por las bacterias repercute en diferentes ganancias de energía para las bacterias. Así, las bacterias hidrogenofílicas presentan mayores ganancias energéticas que las acetotróficas. A pesar de esto, el 70% del metano producido en la metanogénesis proviene del acetato, lo cual se debe a la baja concentración de hidrógeno en el digestor comparada con la de acetato. Las principales géneros bacterias acetotróficas son *Methanosarcina* y *Methanotherix* (Gerardi, 2003).

4.3 FACTORES QUE AFECTAN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Las bacterias metanogénicas, y por ende el proceso de DA se afectan por los cambios de las condiciones ambientales, propiedades fisicoquímicas y

operacionales, por lo que éstas deben ser monitoreadas y mantenerse en el intervalo óptimo establecido. Algunos de los factores que se deben considerar dentro de los parámetros, tanto fisicoquímicos como operacionales, se encuentran los nutrientes, pH, alcalinidad, temperatura, toxicidad, composición del sustrato, humedad, entre otros que se describen a continuación.

4.3.1 pH

El contenido de ácidos orgánicos, el pH y la alcalinidad son parámetros relacionados que influyen en el proceso microbiológico de la DA. Bajo condiciones de sobrecarga y con la presencia de inhibidores, la actividad microbiológica metanogénica no puede transformar el hidrógeno y los ácidos orgánicos tan rápido como éstos son producidos, lo que ocasiona la acumulación de ácidos, agotando la capacidad amortiguadora del medio y disminuyendo por lo tanto el pH (Deublein & Steinhauser, 2008).

Generalmente, los microorganismos no pueden tolerar valores extremos de pH, pues en condiciones alcalinas o ácidas algunos componentes microbianos se hidrolizan o se desnaturalizan algunas enzimas (Gerardi, 2003). El pH afecta a la disociación de los grupos funcionales carboxilo y amino en la cadena de las moléculas proteínicas; para llevar a cabo su actividad catalítica, las enzimas deben encontrarse en un estado particular de disociación. Algunos valores de pH resultarán óptimos para la actividad de algunas enzimas específicas, las cuales pueden depender de otros factores como por ejemplo la concentración de sal (NaCl). Los valores extremos de pH desnaturalizan la mayoría de las proteínas de forma irreversible (Atlas & Bartha, 2006).

Como ya se ha mencionado, existe una amplia gama de microorganismos involucrados en el proceso de DA, cuyos valores óptimos requeridos para su desarrollo pueden variar ampliamente. Por ejemplo, en la etapa de fermentación,

los microorganismos acidogénicos se adaptan a desarrollarse en condiciones ácidas, por debajo de pH 5.0 (Gerardi, 2003).

La mayoría de las arqueas metanogénicas requieren un pH neutro para estar activos en el proceso. Los microorganismos metanogénicos son más susceptibles a las variaciones de pH que los otros microorganismos de la comunidad microbiana anaerobia. No obstante, algunos microorganismos permanecen activos aún afuera del intervalo neutro (Deublein & Steinhauser, 2008).

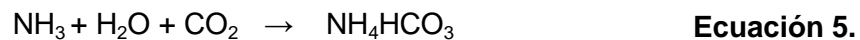
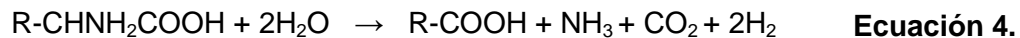
Tabla 6. pH óptimo de crecimiento para algunos organismos metanogénicos (Gerardi, 2003).

Género	pH
<i>Methanosphaera</i>	6.8
<i>Methanothermus</i>	6.5
<i>Methanogenium</i>	7.0
<i>Methanolacinia</i>	6.6 - 7.2
<i>Methanomicrobium</i>	6.1 - 6.9
<i>Methanospirillum</i>	7.0 - 7.5
<i>Methanococcoides</i>	7.0 - 7.5
<i>Methanohalobium</i>	6.5 - 7.5
<i>Methanolobus</i>	6.5 - 6.8
<i>Methanotherix</i>	7.1 - 7.8

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe de ser menor a 6.0 ni superior a 8.0. El valor de pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás, sino que también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso de pH a valores inferiores de 6.0, es que el biogás generado contenga bajos niveles de CH₄, y por lo tanto tenga un menor potencial energético (Schnürer & Jarvis, 2009).

En los procesos anaerobios, la caída del pH es causada frecuentemente por la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) y por la excesiva acumulación de CO₂. Una de las primeras opciones para resolver el problema es reducir la tasa orgánica volumétrica, hasta el punto en el cual los AGV se consuman más rápido de lo que se generan. Una vez que el exceso de AGV se ha agotado, el pH del sistema retorna a los rangos de operación normales (Batstone & Jensen, 2011).

Durante la destrucción de la materia orgánica, principalmente las proteínas, liberan NH₃, tal como se muestra en la Ecuación 4. Cada mol de nitrógeno orgánico genera un equivalente de alcalinidad. El amoníaco reacciona con el CO₂ durante una reacción bioquímica para producir bicarbonato de amonio, el cual contribuye a la alcalinidad del sistema, así como se indica en la Ecuación 5 (Schnürer & Jarvis, 2009):



En muchos casos, para mantener un pH óptimo en el digestor, es necesaria la adición de alcalinidad utilizando sustancias como el bicarbonato de sodio (NaHCO₃), carbonato de sodio (Na₂CO₃), hidróxido de amonio (NH₄OH), hidróxido de sodio (NaOH), hidróxido de potasio (KOH), carbonato de calcio (CaCO₃), como se muestra en la Tabla 7. Regularmente se utiliza el NaHCO₃ debido a su alta solubilidad y baja toxicidad (Varnero, 2011).

Tabla 7. Compuestos comúnmente utilizados para la adición de alcalinidad (Gerardi, 2003).

Compuesto	Fórmula	Catión Amortiguador (Buffer)
Bicarbonato de sodio	NaHCO ₃	Na ⁺
Bicarbonato de potasio	KHCO ₃	K ⁺
Carbonato de sodio	Na ₂ CO ₃	Na ⁺
Carbonato de potasio	K ₂ CO ₃	K ⁺
Carbonato de calcio	CaCO ₃	Ca ²⁺
Hidróxido de calcio	Ca(OH) ₂	Ca ²⁺
Amoniaco anhidro	NH ₃	NH ₄ ⁺
Nitrato de sodio	NaNO ₃	Na ⁺

Es importante considerar que frecuentemente el pH se utiliza como un parámetro para evaluar la correcta operación del sistema. Sin embargo, los cambios en la presión parcial de los gases ácidos disueltos, especialmente del CO₂, puede provocar cambios en el pH del sistema por la generación de ácido carbónico. El crecimiento de microorganismos a diferentes niveles de pH algunas veces sigue el mismo patrón que el crecimiento a varias temperaturas (Schnürer & Jarvis, 2011).

4.3.2 TEMPERATURA

La temperatura es un factor muy importante a considerar durante el proceso de DA, ya que cada microorganismo posee una temperatura óptima en la cual presentan las tasas más elevadas de crecimiento y reproducción. El margen mínimo y máximo de temperatura de crecimiento de los microorganismos, es variado tal como se puede observar en la Tabla 8. Los valores mínimos y máximos de temperatura que un microorganismo puede tolerar determinan su supervivencia y el papel que desempeñará en cierto ecosistema.

Tabla 8. Temperaturas de crecimiento de especies representativas de bacterias y arqueas que participan en el proceso de Digestión Anaerobia (Atlas & Bartha, 2006).

Especie	T mínima de crecimiento (° C)	T máxima de crecimiento (° C)
<i>Micrococcus cryophilus</i>	-8	25
<i>Escherichia coli</i>	7	41
<i>Vibrio cholerae</i>	11	41
<i>Bacillus subtilis</i>	15	50
<i>Bacillus coagulans</i>	25	65
<i>Bacillus stearothermophilus</i>	30	70
<i>Methanococcus voltae</i>	25	50
<i>Methanococcus thermolithotrophicus</i>	30	70
<i>Methanococcus igneus</i>	40	95
<i>Methanococcus jannaschii</i>	50	95

Una bacteria prolifera sólo si la temperatura ambiental se sitúa dentro de los márgenes que delimitan el crecimiento del organismo y la capacidad de una bacteria de competir por la supervivencia en un sistema dado, aumenta si la temperatura está próxima a su temperatura óptima de crecimiento (Tabla 9) (Atlas & Bartha, 2006).

Tabla 9. Temperatura óptima de crecimiento de algunos microorganismos metanogénicos (Gerardi, 2003).

Género	Rango de temperatura (°C)
<i>Methanobacterium sp.</i>	37-45
<i>Methanobrevibacter</i>	37-40
<i>Methanosphaera</i>	35-40
<i>Methanothermus</i>	83-88
<i>Methanococcus</i>	35-40, 65-91
<i>Methanocorpusculum</i>	30-40
<i>Methanoculleus</i>	35-40
<i>Methanogenium</i>	20-40
<i>Methanoplanus</i>	30-40
<i>Methanospirillum</i>	35-40
<i>Methanococcoides</i>	30-35
<i>Methanohalobium</i>	50-55
<i>Methanohalophilus</i>	35-45
<i>Methanolobus</i>	35-40
<i>Methanosarcina</i>	30-40, 50-55
<i>Methanotherix</i>	35-50

Los microorganismos se clasifican en psicrófilos cuando sus temperaturas óptimas de crecimiento son bajas (0° – 20° C), mesófilos cuando son moderadas (20° - 40° C), termófilos cuando son altas (50° - 80° C), e hipertermófilos cuando son muy altas (80° - 100° C) (Atlas & Bartha, 2006).

La mayoría de los microorganismos metanogénicos crecen muy lentamente a temperaturas psicrófilas; por esta razón, la producción de biogás sólo se mantiene si la temperatura no es inferior a 32° C. Por lo tanto, la operación a temperatura mesófila (entre 35° y 37° C) resulta ser la más adecuada y la más utilizada en plantas de DA. Si la temperatura cae por debajo del rango óptimo de temperatura los organismos acidogénicos, continuarán produciendo ácidos grasos y alcoholes, y por consiguiente habrá una acumulación excesiva de éstos debido a la inactividad de los organismos metanogénicos, provocando una caída en el pH del sistema (Schnürer & Jarvis, 2011).

Sin embargo, si se opera el proceso de DA en un intervalo termófilico, éste se acelera, puesto que disminuye el tiempo de retención necesario en el digestor al alcanzar el máximo de producción de metano con mayor rapidez. Por esta misma razón, el volumen del digestor disminuye significativamente comparado con el volumen de otro que opera a condiciones mesófilas para producir la misma cantidad de metano.

La operación a condiciones termófilas incrementa la disponibilidad de ciertos compuestos orgánicos, debido a que generalmente la solubilidad aumenta conforme aumenta la temperatura, disminuyendo la viscosidad de algunos compuestos y facilitando el mezclado dentro del biodigestor (Schnürer & Jarvis, 2011). Otra ventaja de la operación termófila es que las altas temperaturas provocan una higienización natural del sustrato; microorganismos patógenos indeseables como la *Salmonella sp.* son destruidos eficientemente a estas condiciones (Schnürer & Jarvis, 2011).

Sin embargo, la operación a condiciones termófilas puede ocasionar que el proceso sea más sensible a perturbaciones, ya que al elevar la temperatura varios de los microorganismos mueren o pierden su actividad (Gerardi, 2003) por lo que se tiene que considerar la temperatura termófila a la que predominan especies menos tolerantes, mientras que bajar la temperatura no provocaría

consecuencias graves al proceso, sin embargo podría llevar a un desbalance entre la fermentación y la metanogénesis.

En general existen menos especies de microorganismos que están presentes de forma activa bajo condiciones termofílicas, en comparación con las especies que se desarrollan en condiciones mesofílicas. Por ende, debido a que el proceso mesofílico involucra una mayor diversidad de organismos, puede tener una mayor estabilidad, razón por la cual este intervalo de temperatura presenta un mayor grado de descomposición de algunos compuestos orgánicos complejos. Por otro lado, la cantidad generada de digestato por residuo alimentado es ligeramente menor en el proceso termofílico que en el mesofílico, aunque la calidad del generado con el primero es mejor (Schnürer & Jarvis, 2009).

Independientemente de la temperatura bajo la que se opere el biodigestor, ésta debe mantenerse constante una vez que se haya llegado al estado estacionario, por lo que ésta no debe variar $\pm 0.5^{\circ}$ C si se desea obtener una producción constante de biogás. Pequeñas fluctuaciones en la temperatura ($\pm 3^{\circ}$ C como máximo) pueden tolerarse, especialmente si el proceso se mantiene estable en cuanto a otros parámetros importantes, como lo son el pH y la alcalinidad.

4.3.3 NUTRIENTES

Los nutrientes que requieren los microorganismos involucrados en procesos aerobios y anaerobios pueden clasificarse en macronutrientes y micronutrientes. En los procesos anaerobios se debe prestar atención principalmente a las necesidades de los microorganismos metanogénicos y a las bacterias de fermentación (Atlas & Bartha, 2006).

➤ Macronutrientes

Los macronutrientes (por ejemplo: fósforo y nitrógeno), son nutrientes requeridos en grandes cantidades por todos los microorganismos. La necesidad de macronutrientes en el proceso anaerobio es menor comparada con los requeridos

en los procesos aerobios (Gerardi, 2003) debido a la menor producción de biomasa que existe en el proceso anaerobio comparado con el proceso aerobio para una misma cantidad de sustrato.

En la mayoría de los sistemas microbiológicos, el nitrógeno y el fósforo se encuentran disponibles como nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) y como ortofosfato (PO_4^{3-}) respectivamente. Estos nutrientes, como todos los demás, sólo son aprovechables por las bacterias en solución acuosa.

La cantidad y relación de estos macronutrientes necesaria para satisfacer la actividad bacteriana y para mantener un rendimiento aceptable en el digestor, se puede determinar de dos formas. La primera consiste en calcular la cantidad de nutrientes que deben estar presentes en la alimentación al digestor, es decir, en el sustrato, y de ser necesario adicionar el nutriente desde la alimentación. La otra forma puede ser calculando las concentraciones residuales de los nutrientes en el efluente del digestor, de no encontrar las concentraciones adecuadas sería necesario añadir nutrientes al sustrato (Schnürer & Jarvis, 2009). De acuerdo a Gerardi (2003), la cantidad mínima recomendada de nitrógeno y fósforo en biodigestores es de 3 a 4% y de 0.5 a 1% de DQO, respectivamente.

Si se requiere la adición de macronutrientes se pueden utilizar varias sustancias, por ejemplo, para la adición de nitrógeno se utiliza comúnmente cloruro de amonio, amoníaco y urea; y para la adición de fósforo se pueden usar sales de fosfatos o ácido fosfórico (Schnürer & Jarvis, 2009).

➤ **Micronutrientes**

Los microorganismos metanogénicos poseen diversos sistemas enzimáticos, por lo que resultan necesarios algunos micronutrientes muy específicos, especialmente Co, Fe, Ni, y S.

El Cobalto (Co) se requiere como activador del sistema enzimático en los organismos metanogénicos. La incorporación de cobalto en el sistema enzimático

proporciona mayor eficiencia a la conversión del acetato en metano (Gerardi, 2003). El Hierro (Fe) existe usualmente en altas concentraciones en el ambiente de digestión, por lo cual es difícil para los organismos asimilarlo fácilmente a menos que éste se encuentre en solución. El Níquel (Ni) es un requerimiento único de los organismos metanogénicos, pues generalmente no es esencial para el crecimiento de la mayoría de las bacterias, sin embargo la adición de Ni puede aumentar la conversión de acetato a metano (Gerardi, 2003).

El sulfuro es la principal fuente de azufre (S) para los organismos metanogénicos y para que éste pueda ser asimilado por los organismos, debe estar presente como sulfuro de hidrógeno no ionizado (H_2S). Esta forma de sulfuro se presenta en concentraciones elevadas cuando el pH se encuentra en un intervalo entre 6.8 y 6.9, en el cual operan normalmente los biodigestores. Adicional al sulfuro existen otras fuentes de azufre como son los aminoácidos, la cisteína y metionina. Estos aminoácidos contienen azufre o el grupo sulfhidrilo (-SH), el cual libera azufre durante su degradación (Gerardi, 2003).

El sulfuro es considerado un micronutriente porque concentraciones altas de sulfuros podrían provocar una intoxicación al sistema, su contenido es relativamente alto, pues abarca aproximadamente el 2.5% de la célula y es aproximadamente 50% mayor que el contenido de fósforo (Gerardi, 2003). La Tabla 10 muestra la cantidad de micronutrientes necesaria en biodigestores.

Tabla 10. Cantidad de micronutrientes necesaria en biodigestores (Gerardi, 2003).

Nutriente	Mínimo recomendado (% de DQO)
Azufre	0.2
Hierro	0.2
Cobalto	0.01
Níquel	0.001

Aunque estos micronutrientes usualmente se presentan en cantidades suficientes en la FORSU, el digestato debe ser analizado para determinar la cantidad residual soluble de estos nutrientes, ya que la presencia de los micronutrientes adecuados ayuda a minimizar perturbaciones en el biodigestor causadas por la acumulación de AGV. Los organismos metanogénicos son capaces de asimilar fácilmente los micronutrientes de los residuos por la excreción de fluidos extracelulares los cuales transportan los nutrientes dentro de la célula (Atlas & Bartha, 2006).

Cuando es necesario añadir micronutrientes a un biodigestor, se puede utilizar extracto de levadura ya que contiene numerosos aminoácidos, minerales y vitaminas, incluyendo la vitamina B y el ácido fólico. La adición de 1.5 kg de extracto de levadura por cada metro cúbico de sustrato provee los niveles adecuados de micronutrientes, sin importar la velocidad de carga orgánica (Gerardi, 2003).

4.3.4 PROMOTORES (INOCULACIÓN)

El uso de una fuente con alto contenido de microorganismos anaerobios para el arranque de un sistema de DA se conoce como inoculación. La calidad y cantidad de inóculo son críticas para el rendimiento y la estabilidad del proceso de DA durante el arranque o reinicio de un biodigestor, puesto que se ha reportado que puede tardar un mes la estabilización de las bacterias, mientras que con la inclusión del inóculo sólo se requiere una semana como máximo (Suwannopadol, et al., 2011).

En sistemas de DA por lotes o de flujo pistón, el inóculo debe añadirse junto con la alimentación, teniendo en cuenta que cantidades pequeñas de éste pueden causar un desequilibrio en el sistema debido a un rápido crecimiento de las bacterias acidogénicas, comparado con el de las metanogénicas (Gerardi, 2003).

Por tanto, también puede provocar una disminución en el pH del sistema, por lo que la cantidad de inóculo que debe añadirse al biodigestor depende directamente de la alcalinidad del mismo.

En ocasiones, cuando no es factible agregar una gran cantidad de inóculo o cuando todavía no se tiene efluente del digestor, se pueden obtener fuentes de inoculación directamente de ambientes anaerobios (sedimentos o estiércol animal) y gradualmente desarrollar y aclimatar el inóculo al nivel necesario.

Se ha demostrado que el “lodo granular”, subproducto que se obtiene de la DA en reactores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) puede utilizarse para incrementar la población metanogénica en el arranque de biodigestores ya que es una buena fuente de inoculación debido a su estabilidad, densidad microbiana, y disponibilidad (Wilkie, 2008). También puede utilizarse una mezcla de lodos con estiércol de cerdo (generalmente con relación de 1:1 en peso) e incluso solamente el estiércol para obtener una inoculación aceptable; destacando que debe ser estiércol de origen porcino y no bovino, pues se ha demostrado experimentalmente que este último no estabiliza el proceso de manera eficiente (Pérez & Romero, 2007).

Resulta crucial la relación residuos/inóculo así como el conocimiento de la biodegradabilidad de los residuos sólidos. En un sistema termofílico seco de DA, la fuente de inoculación y el porcentaje de sólidos totales seleccionado, son los parámetros principales a analizar para que el biodigestor llegue a un balance en la población microbiana. El porcentaje de inoculación respecto a la alimentación de residuos para el tratamiento de FORSU es aproximadamente de 30% en peso (Pérez & Romero, 2007).

Adicionalmente existen otras sustancias que se agregan comúnmente al proceso de DA como aditivos, los cuales ayudan a acelerar y mantener la estabilidad del sistema, por ejemplo floculantes poliméricos (poliacrilamida en polvo, de 50 a 150 g/ton de residuo), solución de cloruro de hierro (al 40% en

peso, de 2 a 10 kg/ton de residuo), y productos “antiespuma” (solución de polialquilenglicol, de 50 a 100 g/tonelada de residuo) (ADI, 2006).

4.3.5 INHIBIDORES

Una amplia variedad de residuos orgánicos e inorgánicos pueden causar la inhibición del proceso de DA, sin embargo, los organismos metanogénicos pueden soportar valores de concentración elevados de sustancias inhibidoras al adaptarse a estas condiciones. Por ejemplo, la población de las arqueas metanogénicas se afecta comúnmente por cambios drásticos en su ambiente de desarrollo, pero suelen acoplarse a las concentraciones tóxicas de algunos componentes (Gerardi, 2003).

Los valores de toxicidad se evalúan por medio de diversos factores, entre ellos se incluyen: 1) la capacidad del microorganismo para adaptarse a concentraciones constantes del tóxico, 2) la ausencia o presencia de otras sustancias contaminantes y 3) cambios en las condiciones operacionales (Gerardi, 2003). En la Tabla 11 se hace referencia a algunas sustancias inorgánicas que resultan tóxicas en el proceso de la DA.

Tabla 11. Valores tóxicos de algunas sustancias inorgánicas (Gerardi, 2003).

Sustancia	Concentración en la entrada al digestor (mg/L)
Amoniaco	1500
Arsénico	1.6
Boro	2
Cadmio	0.02
Cromo hexavalente	5-50
Cromo trivalente	50-500
Cobre	1-10
Cianuro	4
Hierro	5
Magnesio	1000
Sodio	3500
Sulfuro	50
Zinc	5-20

Los tres compuestos inorgánicos más comunes que resultan tóxicos en los sistemas biológicos anaerobios son el amoniaco, sulfuro de hidrógeno y los metales pesados. Existen otros tipos de contaminantes que pueden encontrarse en detergentes domésticos y en compuestos orgánicos antropogénicos complejos.

Los detergentes domésticos, contienen el tensoactivo laurilsulfato de sodio, el cual provoca el rompimiento de las paredes celulares de los organismos (Gerardi, 2003). Los compuestos orgánicos antropogénicos incluyen disolventes y plaguicidas, los cuales son altamente clorados o contienen cianuros. Las sustancias orgánicas que resultan tóxicas se encuentran a continuación en la Tabla 12 y a partir de la concentración señalada se consideran tóxicas.

Tabla 12. Valores tóxicos de algunas sustancias orgánicas (Gerardi, 2003).

Sustancia	Concentración en el afluente al digestor (mg/L)
Alcohol, alil	100
Alcohol, octil	200
Acrlonitrilo	5
Benzidina	5
Cloroformo	10-16
Tetraclorocarbono	10-20
Cloro metileno	100-500
1,1,1-Tricloroetano	1
Triclorofluorometano	20
Triclorotrifluoroetano	5

La toxicidad en un biodigestor puede clasificarse como aguda o crónica. La toxicidad aguda es resultado de la rápida exposición de una población de bacterias no aclimatadas a una concentración relativamente alta de sustancias tóxicas, mientras que la toxicidad crónica resulta de la exposición prolongada de microorganismos a sustancias inhibidoras.

Los indicadores de toxicidad en un biodigestor son la desaparición de hidrógeno y de metano, decrementos en la alcalinidad y el pH por el aumento de la concentración de ácidos volátiles y pueden aparecer rápida o lentamente dependiendo del tipo de toxicidad y de la concentración del tóxico.

➤ **Toxicidad por amoníaco**

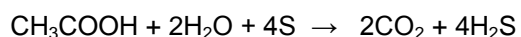
El nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) o los iones amonio (NH_4^+) son formas reducidas de nitrógeno molecular (N_2) que pueden añadirse a un biodigestor o pueden producirse durante la degradación anaerobia de compuestos orgánicos nitrogenados tales como los aminoácidos y las proteínas (Atlas & Bartha, 2006). Los efectos del nitrógeno amoniacal y del amoníaco en el biodigestor son positivos

y negativos de forma simultánea. Los iones de amonio son usados por los microorganismos como fuente de nitrógeno que sirve como nutriente, mientras que el amoniaco libre es altamente tóxico.

Aunque algunos organismos metanogénicos pueden adaptarse a concentraciones elevadas de amoniaco libre, aquellos que no lo logran son inhibidos apenas a una concentración de NH_3 mayor a 50 mg/L. En este caso se debe disminuir el pH del biodigestor o se puede diluir la alimentación para prevenir una intoxicación por amoniaco. Las variaciones en la concentración del NH_3 pueden ser resultado de diversos factores de operación, entre ellos la alcalinidad, la temperatura y la velocidad de carga orgánica (Schnürer & Jarvis, 2011).

➤ **Toxicidad por sulfuro de hidrógeno**

Como se mencionó anteriormente, los microorganismos necesitan azufre en solución como nutriente para su crecimiento y desarrollo. Sin embargo, a concentraciones elevadas aumenta la producción de H_2S gracias a la especie *Desulfuromonas acetoxidans* por medio de la Ecuación 7, generando la inhibición de la actividad metabólica de la mayoría de los microorganismos anaerobios. Los organismos metanogénicos que se alimentan de hidrógeno son más susceptibles a las variaciones en la concentración de sulfuro de hidrógeno que los metanógenos que utilizan acetatos para la formación del metano (Atlas & Bartha, 2006). Aunque según Gerardi (2003), el mecanismo por el cual se intoxican los microorganismos debido al H_2S aún no se ha comprendido completamente, éste puede ocurrir a concentraciones tan bajas como 200 mg/L a un pH neutro.



Ecuación 7

El sulfuro en un biodigestor también puede presentarse en forma insoluble, por ejemplo, como sulfuro de plomo (PbS) o sulfuro de hierro (Fe_2S_3), los cuales no provocan toxicidad.

A pesar de que gran parte del sulfuro se expulsa del biodigestor en forma gaseosa como sulfuro de hidrógeno o en forma sólida como sales precipitadas,

una fracción permanece disuelta en el digestato, en donde concentraciones cercanas a los 200 mg/L podrían ser tóxicas (Schnürer & Jarvis, 2011).

➤ **Toxicidad por metales pesados**

A pesar de que algunos metales como el Co, Mo y Ni en cantidades traza sirven como micronutrientes para mejorar la actividad enzimática de los microorganismos, a concentraciones moderadas y excesivas pueden provocar la intoxicación en el biodigestor (Schnürer & Jarvis, 2009).

La inactivación de los microorganismos ocurre cuando los metales se unen al grupo sulfhidrilo en las enzimas; la concentración a la cual los metales pesados ejercen toxicidad depende de la composición del sustrato alimentado al biodigestor. Pese a que los metales pesados se presentan frecuentemente en concentraciones relativamente altas dentro de éstos, suelen no causar intoxicación debido a que la mayoría de éstos se encuentran combinados, por lo que no pueden ser adsorbidos y/o absorbidos por los microorganismos (Gerardi, 2003).

Algunos metales se llegan a presentar en forma de precipitados de óxidos, hidróxidos y carbonatos, por ejemplo, a un pH mayor de 7.5 hay una precipitación significativa de sales de carbonato y sulfuros, donde estos tampoco pueden entrar a las células microbianas (Atlas & Bartha, 2006). En cambio, las sales metálicas en forma de cloratos y nitratos son solubles, por lo que ocurre la ionización que libera iones de los metales pesados. Los iones de metales que son muy tóxicos para las bacterias metanogénicas a bajas concentraciones son el Cu, Ni y Zn.

4.3.6 TAMAÑO DE PARTÍCULA

Al reducir el tamaño de partícula mediante un pretratamiento mecánico, el proceso de degradación de la materia orgánica se acelera en los primeros días ya que se incrementa la solubilidad y la disponibilidad del material orgánico; mientras más pequeñas son las partículas, existe mayor área superficial en la cual las bacterias pueden “atacar” al sustrato, en este “ataque” los microorganismos pueden secretar

enzimas y de una manera simultánea absorben los productos que resultan de este proceso catalítico; de este modo el rendimiento de biogás es mayor (Deublein & Steinhauser, 2008). En la Figura 5 se muestra el efecto que tiene el tamaño de partícula en la producción de biogás:

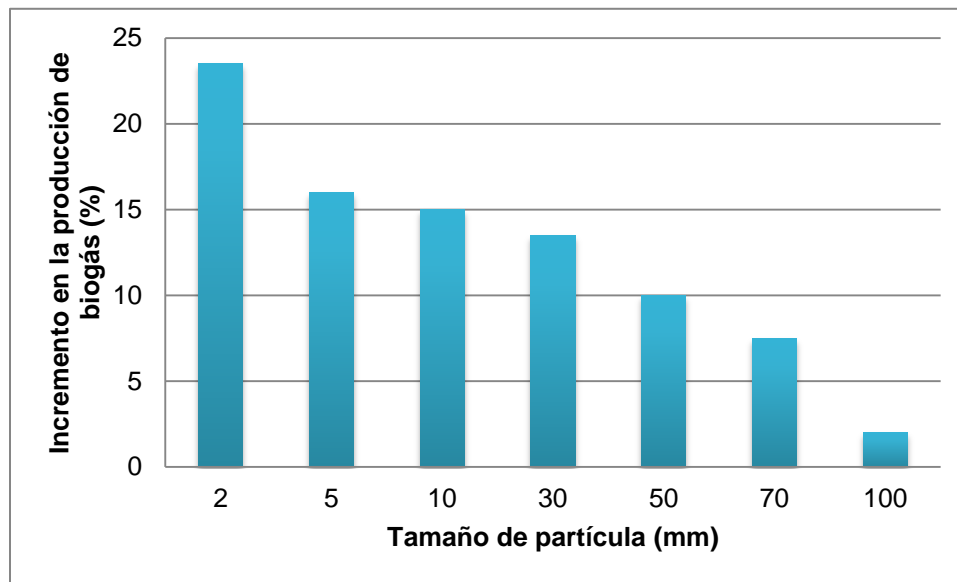


Figura 5. Efecto del tamaño de partícula del henequén sobre el incremento de producción de biogás (Schnürer & Jarvis, 2009)

Sin embargo, la reducción del tamaño de partícula no siempre resulta en un aumento considerable en el rendimiento del proceso; por ejemplo, en la Figura 6 se aprecia que la trituración de carne, frutas y verduras no altera significativamente la producción de biogás, sin embargo, cuando se trituran residuos con alto contenido de polímeros orgánicos estructurales (celulosa, lignina, etc.) la producción de biogás aumenta considerablemente.

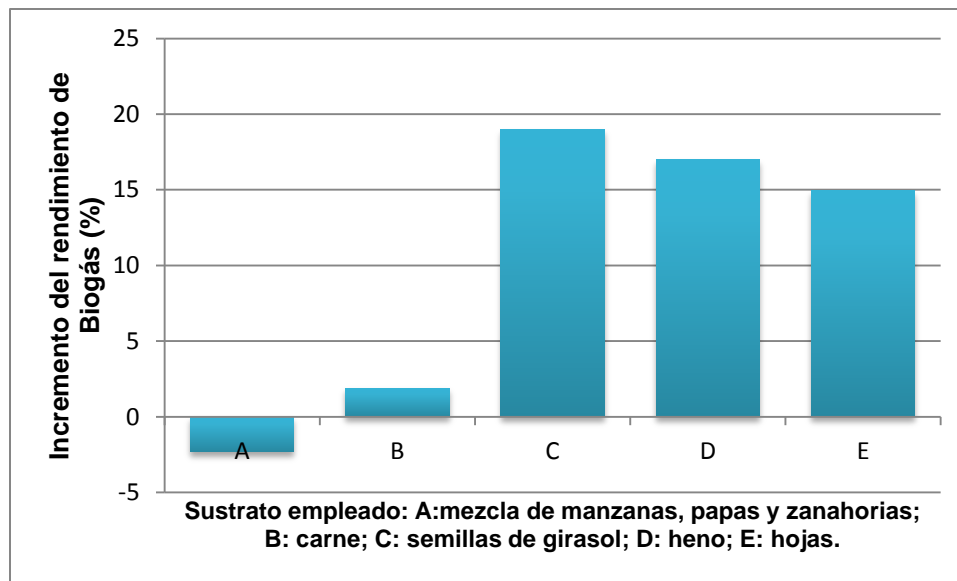


Figura 6. Aumento en la producción de biogás a través de la molienda (Deublein & Steinhauser, 2008)

4.3.7 COMPOSICIÓN ELEMENTAL DE LA FORSU

Tanto la velocidad de la reacción como la calidad y cantidad del biogás dependerán del tipo de sustrato que se use para la DA. Por ejemplo, en la hidrólisis de aceites y grasas se producen ácidos grasos que pueden inhibir la DA, mientras que en la descomposición de proteínas se forma amoníaco y sulfuro de hidrógeno que pueden inhibir la formación de metano (Gerardi, 2003; Deublein & Steinhauser, 2008, Schnürer & Jarvis, 2009).

En cuanto a la rapidez de la reacción, la hidrólisis de carbohidratos se lleva a cabo rápidamente en unas cuantas horas, la hidrólisis de proteínas y lípidos en unos días. La lignina y lignocelulosa se degradan lenta e incompletamente y necesita de un pretratamiento para lograr una degradación parcial (Deublein & Steinhauser, 2008).

La cantidad y calidad del biogás también cambian de acuerdo al tipo de sustrato. En la Tabla 13 se presentan los rendimientos teóricos de los componentes orgánicos básicos.

Tabla 13. Producción y composición química del biogás según el compuesto orgánico puro (Varnero, 2011).

Compuesto orgánico	Fórmula Química	Biogás m ³ /kg SV	CH ₄ m ³ /kg ST
Carbohidratos	C ₆ H ₁₂ O ₆	0.75	0.37
Lípidos	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	1.44	1.44
Proteínas	C ₁₆ H ₂₄ O ₅ N ₄	0.98	0.49

➤ *Sustratos ricos en proteínas*

Las proteínas son ricas en energía y producen una cantidad relativamente alta de biogás como puede verse en la Tabla 13, principalmente en comparación con los carbohidratos. Estiércol de cerdo y aves, y la vinaza proveniente de la industria del etanol son algunos ejemplos de sustratos ricos en proteínas (Schnürer & Jarvis, 2009).

Durante el proceso de DA las proteínas se transforman a aminoácidos, luego los aminoácidos se degradan para dar paso a grupos aminos que existen como amoníaco (NH₃) o amonio (NH₄⁺) los cuales se encuentran en equilibrio mutuo y si existen en exceso pueden llegar a inhibir la producción de metano. Generalmente la degradación de proteínas da como resultado amoníaco, bióxido de carbono y ácidos orgánicos (Batstone & Jensen, 2011).

➤ *Sustratos ricos en carbohidratos*

La DA de los carbohidratos es muy variada ya que son digeridos a distintas velocidades dependiendo al tamaño de la cadena. Los azúcares simples se degradan fácil y rápidamente, sin embargo si existen demasiados azúcares simples en el sustrato a digerir, la concentración de ácidos grasos puede aumentar significativamente e inhibir la producción de metano; esto ocurre porque la hidrólisis de estos azúcares es muy rápida, pero el crecimiento de las bacterias metanogénicas es más lento (Deublein & Steinhauser, 2008).

Dentro de los carbohidratos, la celulosa es el compuesto orgánico más común de la tierra, se encuentra en todas las plantas, y es un polisacárido de cadena muy larga, por ello su degradación es tardada y difícil. Junto a la celulosa, la hemicelulosa y lignina son carbohidratos muy difíciles de degradar y que necesitan de un pretratamiento para su posterior digestión (Batstone & Jensen, 2011).

➤ *Sustratos ricos en Lípidos*

La hidrólisis de los lípidos es catalizada por las éster hidrolasas, mejor conocidas como lipasas (Batstone & Jensen, 2011). Una característica particular de las lipasas es que estas enzimas incrementan su actividad con las grasas insolubles en comparación con las grasas solubles, lo que significa que existe una gran actividad cuando la concentración de triglicéridos alcanza la saturación y forma una segunda fase (Batstone & Jensen, 2011).

Algunos residuos ricos en lípidos son aquellos provenientes de mataderos, cocinas, desechos de la industria láctea y aceites por lo que pueden producir más biogás y con mayor contenido de metano que las proteínas, sin embargo al degradarse se forman ácidos grasos que pueden ser inhibitorios para algunos organismos cuando se acumulan, principalmente los ácidos de cadena larga que son lentos de degradar tales como los ácidos láurico, oleico, cáprico, caprílico, entre otros (Gerardi, 2003).

4.3.8 AGITACIÓN

Una adecuada agitación en el biodigestor permite la distribución de bacterias, sustrato y nutrientes, así como mantener la temperatura homogénea dentro del reactor. Así mismo, el mezclado minimiza el asentamiento de las fracciones pesadas y la formación de capas que disminuyen la eficiencia del proceso.

El mezclado puede llevarse a cabo con agitadores mecánicos, con recirculación de lodos o con la inyección de biogás, principalmente (Endar, 2009).

De éstos, el mezclado de forma mecánica es la forma más efectiva, pero los equipos de agitación necesitan continuamente mantenimiento debido al ensuciamiento que se puede tener debido a la acumulación de sólidos en la superficie del equipo (Gerardi, 2003).

La recirculación de lodos como método de mezclado se utiliza esporádicamente, porque siempre va acompañada de mezclado mecánico. Se recomienda que el mezclado se aplique de forma continua para lograr una destrucción aceptable de sólidos volátiles, aunque debido al consumo de energía que representa la agitación puede realizarse en varios periodos de tiempo durante el día.

4.3.9 SÓLIDOS TOTALES

La materia orgánica está compuesta en su mayor parte de agua y una fracción sólida que, para efectos de los tratamientos bioquímicos, frecuentemente se denomina fracción de sólidos totales (ST). Este porcentaje contenido en el sustrato que se alimenta en un biodigestor es un factor importante que debe considerarse para asegurar que el proceso se efectúe satisfactoriamente, debido a que la movilidad de los microorganismos metanogénicos se ve limitada a medida que aumenta el contenido de sólidos, lo que por consiguiente afecta la eficiencia y producción de biogás.

La DA se puede dividir en dos categorías de acuerdo al contenido de sólidos en el sustrato: “seca”, cuando el contenido de sólidos totales es del 25 al 30%; y “húmeda”, cuando el contenido de sólidos totales es menor del 15%. Regularmente cuando el sustrato proviene de la FORSU es necesario añadir cierta cantidad de agua para disminuir el porcentaje de ST (Ostrem, 2004), principalmente en un proceso de DA húmeda.

Cuando se opera con un elevado contenido de ST, el tamaño del biodigestor es mucho menor en comparación con uno que presente un bajo contenido de ST; los sistemas que operan a niveles bajos de ST regularmente son más homogéneos, lo que incrementa la cantidad de sustrato digerido, sin embargo

Bases biotecnológicas y análisis de tecnologías de la Digestión Anaerobia para el tratamiento de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (RSOM).

requieren de digestores más grandes y de un mayor consumo de energía porque existe una mayor cantidad de sustrato que debe calentarse (Varnero, 2011).

5 TECNOLOGÍAS DE DIGESIÓN ANAEROBIA

Las tecnologías de DA para el tratamiento de la FORSU han tomado gran relevancia a nivel mundial ya que su desarrollo origina el uso de biogás como energía renovable, así como la minimización del impacto de la generación de residuos orgánicos. Principalmente en Europa se han originado las tecnologías más relevantes, por lo que al hacer una investigación del estado del arte de la DA se lograron identificar las compañías más relevantes en el mercado, basándose en su experiencia, el número de plantas de referencia que poseen, los servicios que ofrecen y la proyección a futuro que puedan tener.

A lo largo de las últimas décadas se han destacado las compañías más representativas en DA, dentro de las cuales están Valorga, Kompogas, DRANCO y BTA (Braber, 1995), por su parte Monson, et al. (2007) mencionan en su reporte las 10 principales compañías de DA, se encuentran las ya mencionadas Valorga, más Ros Roca y Strabag. Otras empresas con menos experiencia, pero con un amplio desarrollo en los últimos años y con un gran prospecto a futuro por su versatilidad son Weltec y BEKON.

Por lo tanto se seleccionaron las siguientes tecnologías: BTA, Strabag, Ros Roca y Weltec con proceso de DA húmedo; Valorga, DRANCO, Kompogas y BEKON con proceso de DA seco, cuyas características más importantes se detallan a continuación:

5.1 HÚMEDAS

En este apartado se describe el proceso que utilizan algunas de las distintas tecnologías húmedas de DA, así como sus principales características. Estas tecnologías son: BTA, Ros Roca, STRABAG y Weltec. En el caso de Ros Roca y STRABAG también poseen tecnologías secas de DA pero se tomaron en cuenta solo sus procesos húmedos por tener mayor experiencia.

5.1.1 BTA

BTA International GmbH es una compañía de origen alemán fundada en 1984 (Biotechnische Abfallverwertung GmbH & Co.) cuando se desarrollaba el Proceso BTA a escala piloto con la colaboración de la Universidad de Ciencias Aplicadas en Garching, en la cercanía de Munich. En 1991, se construyó y puso en marcha la primera planta de DA para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos basada en el proceso de esta tecnología (BTA International, 2010).

La compañía se especializa en el pretratamiento hidromecánico de diferentes tipos de residuos y la digestión de su fracción orgánica. Hasta la fecha, se han diseñado más de 40 plantas que utilizan este proceso teniendo una capacidad total de tratamiento de residuos sólidos orgánicos de aproximadamente 1.2 millones de toneladas al año, implicando una producción de más de 110 millones de Nm³ de biogás anuales (BTA International, 2010). Ha patentado licencias del proceso BTA en distintos países a través de compañías importantes como “Biotec Sistemi” en Italia, “Canada Composting Inc.” en Norteamérica, y “Enpure Ltd.” en Inglaterra.

El proceso integral para el tratamiento de los residuos orgánicos se describe detalladamente a continuación.

➤ Proceso BTA

El proceso BTA está compuesto por dos etapas principales, el pretratamiento hidromecánico y la etapa de digestión, tal como se muestra en la Figura 7. El proceso húmedo de pretratamiento consiste en un tratamiento físico en el cual casi todos los materiales inorgánicos que puedan tener un efecto adverso en el proceso de digestión y su producción, se remueven y llevan a un sistema de clasificación en el que puede incluir un tratamiento de Combustible Derivado de Residuos (CDR) (BTA International, 2010).

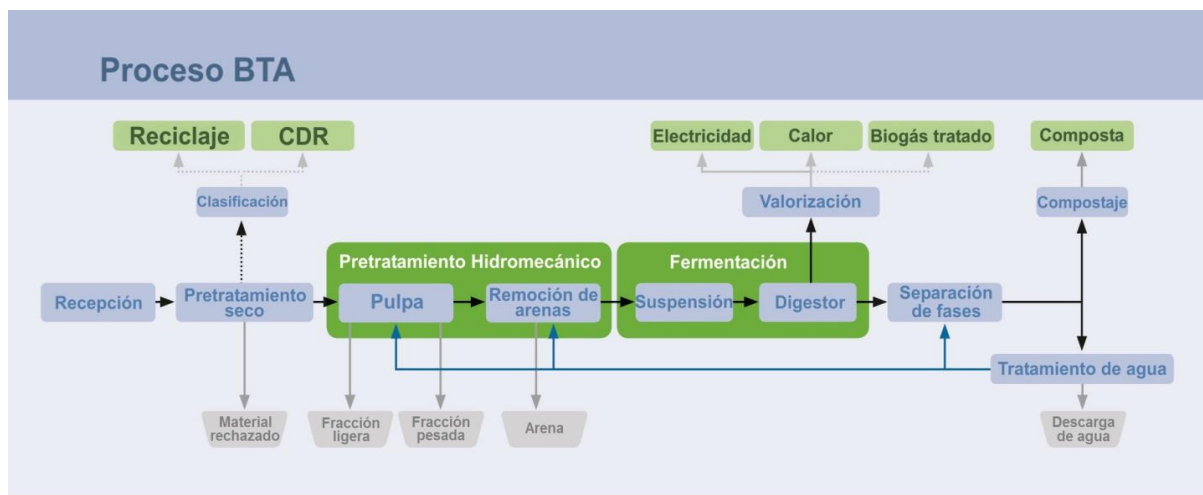


Figura 7. Diagrama del proceso BTA (BTA International, 2010).

El pretratamiento húmedo BTA se lleva a cabo en dos fases:

- En la primera fase se forma una suspensión de toda la materia orgánica fermentable contenida en los residuos. Este proceso se realiza mediante el equipo “*BTA Waste Pulper*”, que se encarga de transformar un flujo de residuos de distinta composición en una pulpa orgánica homogénea, con aproximadamente un 10% de Sólidos Totales y un tamaño de partícula máximo de 10 mm (Bozano, 2009).
- En la segunda fase, la fracción fermentable se separa de la no fermentable, es decir, se separan los inorgánicos restantes y la arena que contengan los residuos orgánicos. Este procedimiento se realiza mediante otro equipo, el

“*BTA Grit Removal System*”, un separador hidrodinámico que permite remover los residuos pequeños (arena, fragmentos de vidrio y materiales inertes) que aún están presentes en la suspensión (Bozano, 2009).

Con el fin de utilizar el digestato producido directamente como fertilizante líquido o como composta en el sector agrícola, la suspensión resultante de la DA se somete a una fase de pasteurización, la cual es necesaria para eliminar agentes patógenos. Para esta fase la suspensión se calienta hasta los 70 °C y se mantiene esta temperatura durante una hora, por tanto se requiere de tres tanques en operación por lotes (Biotec, 2011).

Después de esta fase, la suspensión pasteurizada se bombea hacia los biodigestores, antes de llegar a éstos se encuentra un tanque donde se mezcla la corriente pasteurizada con una corriente que recircula digestato, para formar una suspensión “amortiguadora” de nutrientes para el proceso. La temperatura del proceso de digestión se mantiene a 37 °C. El digestato remanente en los biodigestores se lleva a un filtro prensa para separar la fase líquida de la fase sólida. La fase líquida se envía a tanques acumuladores y puede ser utilizada directamente en el sector agricultor como fertilizante, además de recircularse hacia el pretratamiento. La fase sólida se somete a un tratamiento aerobio, el cual permite la generación de composta de alta calidad (Bozano, 2009).

El biogás producido se acumula en recipientes anclados a la estructura superior de los biodigestores, los cuales son membranas elásticas capaces de expandirse al aumentar la cantidad de biogás generado. El volumen máximo de almacenamiento de estos recipientes para cada biodigestor es de 500 m³ aproximadamente. Una vez acumulado, el biogás se lleva a un proceso biológico de desulfuración, en el cual el H₂S se convierte en azufre elemental por medio de microorganismos (Biotec, 2011).

Después del proceso de desulfuración, el biogás se lleva a la unidad de cogeneración para producir electricidad y calor a través de motores de combustión

interna. En promedio, las plantas BTA constan de dos o más motores de 1.5 MW de capacidad aproximadamente. Una pequeña parte de la energía eléctrica generada se consume por la misma planta y la restante se alimenta a la red local. La energía térmica se consume en gran parte por el acondicionamiento de las corrientes del proceso de digestión y saneamiento, y en casos de instalaciones localizadas en países nórdicos, también se emplea para la calefacción (Biotec, 2011).

Los biodigestores generalmente se construyen de concreto y están térmicamente aislados; en promedio, cada biodigestor tiene una capacidad de 1,800 m³ y están equipados con sistemas mecánicos de agitación (BTA International, 2010).

➤ **Plantas de Referencia**

En la Tabla 14 se muestran algunas plantas que en su proceso presentan esta tecnología.

Tabla 14. Características principales de las plantas en operación más relevantes del proceso BTA (BTA International, 2010).

Característica de operación	Ontario, Canadá	Barcelona, España	Castelleone, Italia
Arranque	2000	2001	2010
Capacidad de la planta (t/año)	150,000	250,000	100,000
Producción de biogás (Nm ³ /t)	105	80	85
Producción de metano (Nm ³ /t)	71	44	56
Producción de energía eléctrica (kWh/t)	220	175	215
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	33	25	31
Tiempo de retención (d)	15	14	15
Sólidos Totales (%)	12	10	10
Temperatura de operación (° C)	37	37	38
Costo de inversión (\$USD año/t)		512	550
Referencias	(Arsova, 2010)	(Arsova, 2010)	(Biotec, 2011)

5.1.2 ROS ROCA

La compañía Ros Roca se especializa en el diseño, fabricación y desarrollo de procesos de ingeniería ambiental. Se fundó en 1953 en Lleida, España y actualmente exporta equipos a más de 70 países en todo el mundo, con cuatro sucursales en Europa (Ros Roca SA, 2013).

En 1994 se creó la división Ros Roca Envirotec (que a principios del 2013 cambió su nombre a Ros Roca Environment) dentro del Departamento de Productos Industriales debido a la necesidad de tratar de una manera más eficiente los residuos sólidos recolectados en las ciudades diariamente. A partir del año 2001 comenzó a desarrollar tecnologías de DA con la construcción de la primera planta en Ávila, España. Actualmente existen plantas operando en países como Alemania, Estonia, Suecia, Austria, Luxemburgo, Bélgica, Polonia, Italia y Portugal (Ros Roca SA, 2013).

Ros Roca Environment dispone de dos tecnologías de DA diferentes, el proceso húmedo y el proceso seco, que se aplican dependiendo del tipo de residuos a tratarse. Ros Roca recomienda utilizar el proceso seco ya que los residuos son en su mayoría biomasa, que generalmente tienen un alto contenido de sólidos totales; mientras que el proceso húmedo se recomienda para residuos de una composición muy variada (Ros Roca SA, 2013). Para objeto de este trabajo solo se abundará en el proceso húmedo Ros Roca.

➤ Proceso húmedo Ros Roca

Para este proceso (Figura 8) se aplica un pretratamiento que depende del tipo de residuo a tratar. Si se trata de FORSU, se implementa un sistema de separación manual o automática de los materiales no biodegradables más grandes que aún contengan los residuos (Korz, 2010).

Los residuos se colocan en un contenedor de almacenamiento para llevarse a una trituradora y de esta forma reducir su tamaño de partícula. Después pasan a un tanque de mezclado donde se añade agua de proceso para mantener un

porcentaje de ST menor al 20% formando una pulpa. En este tanque se separan algunos materiales pesados como piedras, arena y fragmentos de vidrio. Inmediatamente después, los residuos pasan por un tromel o tamiz que se encarga de remover la fracción ligera para continuar el proceso con la fracción restante. Esta fracción se lleva a un tanque para formar una suspensión homogénea y precalentarse a 37 °C antes de entrar al biodigestor (Korz, 2010).

En algunas plantas, el proceso se adapta para incluir un sistema de pasteurización que se lleva a cabo en un tanque a 70 °C con un tiempo de retención hidráulico de una hora. Este post-tratamiento se aplica sobre residuos provenientes de subproductos de origen animal, además para asegurar la producción de fertilizantes de alta calidad. Cuando esta etapa se lleva a cabo, es necesario disminuir la temperatura a condiciones termofílicas (Korz, 2010).

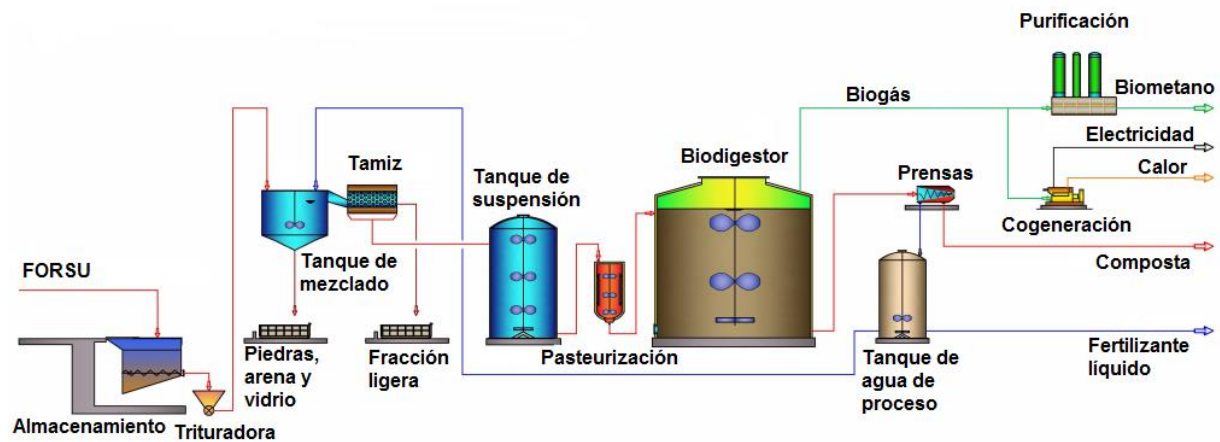


Figura 8. Esquema del proceso húmedo Ros Roca (Ros Roca SA, 2013).

El biodigestor es vertical de forma cilíndrica con un domo en la parte superior para almacenar todo el biogás producido. Posee un sistema de agitación inyectando una parte del biogás a través de tubos desde la parte superior, con lo cual se reduce el mantenimiento al no tener instrumentos de agitación al interior. Todo se construye en acero inoxidable bajo las reglas de diseño API para minimizar los riesgos y asegurar el proceso; además de un sistema de control automatizado (Ros Roca SA, 2013).

El digestato generado se dirige a un sistema de deshidratación por medio de centrifugas rotatorias y una solución polimérica que se añade antes de éstas para flocular los sólidos, facilitando la separación. La mayoría del agua recuperada en esta etapa se recircula hacia las etapas de pretratamiento, la otra parte se utiliza directamente como fertilizante líquido (Korz, 2010).

El digestato sólido se lleva a un tratamiento aerobio para estabilizar sus componentes y convertirlo en composta. Este proceso se puede llevar a cabo de dos formas: en sistemas estáticos (vessel) o en sistemas dinámicos semicerrados. Todo el aire que se utiliza en ambos procesos recibe un tratamiento de purificación para poder ser liberado al exterior nuevamente (Ros Roca SA, 2013).

El biogás recolectado recibe un tratamiento para reducir la humedad y la cantidad de H₂S, que depende del uso final de éste. La mayoría de las plantas utilizan un sistema de cogeneración (electricidad y calor), a través de un motor tipo Otto. Generalmente, la planta consume todo el calor generado por la cogeneración, pero sólo una parte de la electricidad producida se utiliza en el proceso y la restante se envía a la red de electricidad (60% de la electricidad producida en la cogeneración) (Ros Roca SA, 2013).

➤ ***Plantas de Referencia***

En la Tabla 15 se muestran algunas plantas que utilizan Ros Roca como proceso.

Tabla 15. Características de las plantas más relevantes del proceso Ros Roca (Ros Roca SA, 2013).

Característica de operación	Västeras, Suecia	Alicante, España	Ávila, España
Arranque	2005	2007	2003
Capacidad de la planta (t/año)	23,000	52,000	72,000
Producción de biogás (Nm ³ /t)	100	125	120
Producción de metano (Nm ³ /t)	55	70	65
Producción de energía eléctrica (kWh/t)	195	220	190
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	15	12	20
Tiempo de retención (d)	20	19	20
Sólidos Totales (%)	12	10	15
Temperatura de operación (° C)	37	38	38
Costo de inversión (\$USD año/t)	375	535	556.5
Referencias	(Korz, 2010), (Ros Roca SA, 2013).		

5.1.3 STRABAG

Strabag Umwelthanlagen GmbH es una empresa alemana especializada en el tratamiento mecánico-biológico de residuos sólidos. Desde 1980, entonces como Linde-KCA GmbH, ha desarrollado y perfeccionado la DA de residuos orgánicos, desde el pretratamiento hasta el compostaje y purificación del biogás. En 1983, entró en operación la primera planta de producción de biogás con este proceso a escala industrial, con un biodigestor de 500 m³ (Strabag Umwelthanlagen GmbH, 2011).

A partir del 2007 la compañía se fusionó con el grupo Strabag, que tiene una amplia reputación en construcción de obras civiles y de transporte en todo el mundo. Con el soporte de esta compañía se continuó con el desarrollo de tecnologías de DA de residuos sólidos orgánicos (Strabag Umwelthanlagen GmbH, 2011).

Actualmente la compañía cuenta con más de 25 años de experiencia en la planeación, construcción, comisión y soporte operacional en más de 50 plantas de DA, que aseguran la eficiencia económica y operacional de los procesos de tratamiento de residuos (Strabag Umwelanlagen GmbH, 2011).

Strabag ofrece (al igual que Ros Roca) dos tipos de procesos para la generación de biogás a partir de diferentes tipos de residuos, el proceso húmedo es recomendado para la co-digestión con estiércol o la digestión de restos de comida y lodos residuales; y el proceso seco de flujo pistón, utilizado para sustratos con un elevado contenido de sólidos totales. En ambos procesos se puede trabajar a condiciones mesofílicas o termofílicas (Strabag Umwelanlagen GmbH, 2011).

➤ **Proceso Húmedo Strabag**

El sistema húmedo de Strabag puede ser de una o de dos etapas, dependiendo de los residuos a tratar y de las condiciones de operación de la planta. El proceso húmedo de dos etapas (Figura 9) consiste en una operación en línea de un tanque donde se lleva a cabo la hidrólisis de los residuos, seguido por el tanque principal donde se lleva a cabo la metanogénesis. Esta tecnología, patentada por Linde-KCA, proporciona una estabilidad del proceso e incrementa la cantidad de materia orgánica fermentada (Strabag Umwelanlagen GmbH, 2011).

Además del tanque de hidrólisis, el proceso húmedo se caracteriza principalmente por un pretratamiento que consiste en un tanque donde se muelen los residuos para formar una pulpa agregando agua de proceso; después pasan por una criba rotatoria o tromel para separar la materia reciclable. Esta criba se diseña para remover los materiales pesados y los más ligeros que se contienen en la pulpa y no pudieron ser separados por sedimentación en el tanque (Strabag Umwelanlagen GmbH, 2011).

Después del pretratamiento, los residuos se transportan al tanque de hidrólisis. Este tanque está diseñado para funcionar como amortiguador entre la cantidad de residuos cargados y la cantidad de residuos que se envían al

biodigestor principal. Inmediatamente después, los residuos pasan al biodigestor donde se lleva a cabo la metanogénesis.

El biodigestor está diseñado para tener un sistema de agitación por medio de un tubo de aspiración en el centro para la recirculación de biogás, que también puede ser utilizado para la transferencia de calor, además incluye un sistema de supresión bioquímica de H_2S al alimentar pequeñas cantidades de aire y sin la ayuda de sustancias químicas (Strabag Umweltsanlagen GmbH, 2011).

La suspensión de residuos fermentados es deshidratada a través de un decantador, donde la fase sólida puede utilizarse directamente como composta o recibir un tratamiento para mejorar su calidad; mientras que la fase líquida se recircula al tanque del pretratamiento para disolver los residuos (Strabag Umweltsanlagen GmbH, 2011).

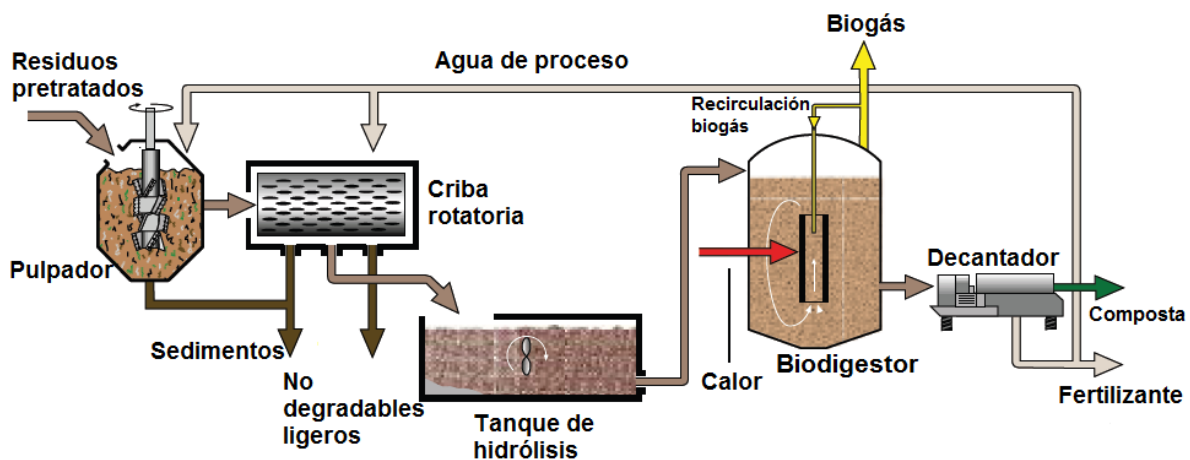


Figura 9. Diagrama del proceso húmedo Strabag (Strabag Umweltsanlagen GmbH, 2011).

➤ **Plantas de Referencia**

En la Tabla 16 se indican las plantas más relevantes que utilizan Strabag como proceso.

Tabla 16. Características de las plantas más relevantes del proceso Strabag (Strabag Umweltsanlagen GmbH, 2011).

Característica de operación	Lille, Francia	Brest, Bielorrusia	Midenmeer, Holanda
Arranque	2006	2011	2011
Capacidad de la planta (t/año)	108,600	100,000	80,000
Producción de biogás (Nm ³ /t)	92	105	103
Producción de metano (Nm ³ /t)	58.5	63	66
Producción de energía eléctrica(kWh/t)	220	255	245
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	17	24	24
Tiempo de retención (d)	20	21	21
Sólidos Totales (%)	9.5	10	12
Temperatura de operación (° C)	37	37	36
Costo de inversión (\$USD año/t)	455	451	431
Referencias	(Strabag Umweltsanlagen GmbH, 2011), (Tsilemou, 2006)		

5.1.4 WELTEC

Weltec Biopower es una empresa formada en el año 2001 con sede en la ciudad alemana de Vechta, dicha empresa se especializa en el tratamiento de residuos orgánicos para la generación de biogás. La compañía cuenta con certificaciones importantes como la ISO (*International Standardization Organization*) 9001, la cual especifica los requisitos para un sistema de gestión de la calidad (SGC), así también cuenta con la certificación ISO 14001, esta norma es aceptada internacionalmente y establece la implementación de un sistema de gestión medioambiental (SGM) eficiente. Dentro de la experiencia con la que cuenta Weltec Biopower cuenta con la construcción de alrededor de 200 plantas en más de 15 países, solo por mencionar algunos de estos países se encuentran

Inglaterra, Irlanda, Croacia, Turquía, Sudáfrica, Italia, Rusia, España, entre otros (Weltec Biopower, 2008).

Dentro de los servicios que ofrece Weltec están los tiempos cortos de planificación del proyecto o proyectos, soporte técnico y de mantenimiento.

➤ **Proceso Weltec**

Las plantas de esta tecnología se caracterizan por tener una estructura modular, los biodigestores están contruidos en acero inoxidable debido a la presencia de compuestos sulfurados y amoniacales en los sustratos que podrían dañarlos. En el interior del biodigestor se encuentran mezcladoras que tienen la función de homogenizar el sustrato con los microorganismos en condiciones continuas y óptimas. Esto se aprecia en la Figura 10 (Weltec Biopower GmbH, 2012).

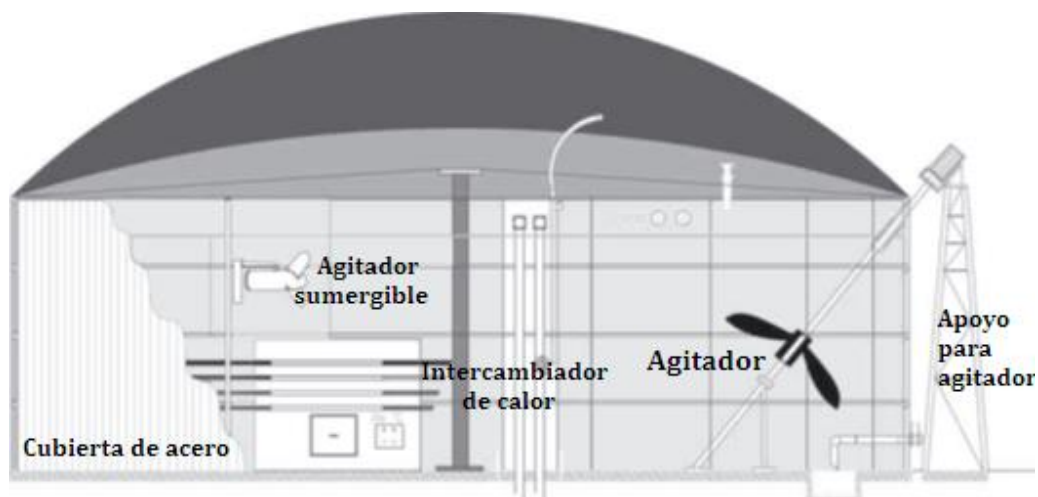


Figura 10. Biodigestor Weltec (Weltec Biopower GmbH, 2012).

La alimentación del sustrato se realiza por medio de un dosificador montado sobre las celdas de carga y conectado a un sistema transportador, y para garantizar que el sustrato digerido permanezca mezclado se bombea agua directamente al biodigestor a partir de un contenedor exterior. En cuanto al sustrato del biodigestor, éste puede consistir de estiércol, residuos orgánicos de la industria alimentaria (restos de comida, residuos de matadero, entre otros), el cual

pasa por un triturador para reducir su tamaño de partícula a 1 cm aproximadamente.

Cada planta cuenta con un sistema de control de planta como garantía, el cual es definido como el “cerebro” de la misma, este control supervisa y dirige los procesos de la DA, es decir, en caso de que existieran percances en el funcionamiento de la plantas, el encargado es informado mediante un "SMS-Reporting" que responde inmediatamente; es por esto que se debe mantener el completo funcionamiento del sistema de control (Weltec Biopower, 2013).

➤ **Plantas de Referencia**

Weltec es una empresa que de acuerdo a su página oficial ha construido alrededor de 200 plantas a nivel mundial. En la Tabla 17 se muestran las capacidades y las localidades de algunas de estas plantas. Es importante mencionar que los biodigestores Weltec pueden llegar a tener una capacidad de volumen mayor a 2.500 m³ (Weltec Biopower GmbH, 2012).

Tabla 17. Plantas de Referencia Weltec (Weltec Biopower GmbH, 2012).

Característica de operación	Promedio
Capacidad de las plantas (t/año)	50,000-100,000
Producción de biogás (Nm ³ /t)	120
Producción de metano (Nm ³ /t)	72
Producción de energía eléctrica (kWh/t)	208
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	13
Tiempo de retención (d)	17
Sólidos Totales (%)	10
Temperatura de operación (° C)	55
Costo de inversión (\$USD año/t)	325

5.2 SECAS

En este apartado se describen el proceso y las características de distintas tecnologías secas de DA con mayor relevancia en Europa como son Valorga, DRANCO (OWS), Kompogas y BEKON.

5.2.1 VALORGA

Valorga International es una compañía subsidiaria de Urbaser (compañía Española especializada en gestión y tratamiento de residuos) dentro de su división Urbaser Environment SAS desde 2005. Valorga se especializa en la concepción, construcción y arranque de instalaciones para tratamiento de FORSU y residuos industriales.

Fue fundada en Mayo de 1981 en Montpellier, Francia (donde actualmente se encuentran sus oficinas principales) y ha ido perfeccionando su proceso a través de plantas piloto durante esa década. En 1982 se construyó la primera planta piloto con el proceso Valorga en Montpellier, Francia (donde se encuentran las oficinas principales actualmente) (Valorga International SAS., 2007).

Desde entonces se ha desarrollado la tecnología y construido más de 19 plantas de DA con una capacidad para tratar de 10,000 hasta 300,000 toneladas de residuos al año. En total, para el 2007 se trataban aproximadamente 2 millones de toneladas de residuos en plantas con este proceso (Valorga International SAS., 2007).

➤ Proceso Valorga

En el proceso Valorga los RSU reciben un pretratamiento muy eficiente para remover todos los materiales reciclables antes del proceso de biodigestión. Como se puede ver en la Figura 11, en esta fase se incluyen mecanismos de pulverización y clasificación, comenzando por un tanque que contiene un tromel

de 6 pulgadas y otro con una malla de 2.4 pulgadas con cuchillas para rasgar las bolsas de plástico que aún contengan residuos, separadores magnéticos, y mesas de clasificación manual operando en paralelo para separar los residuos reciclables de mayor tamaño (Valorga International SAS., 2007).

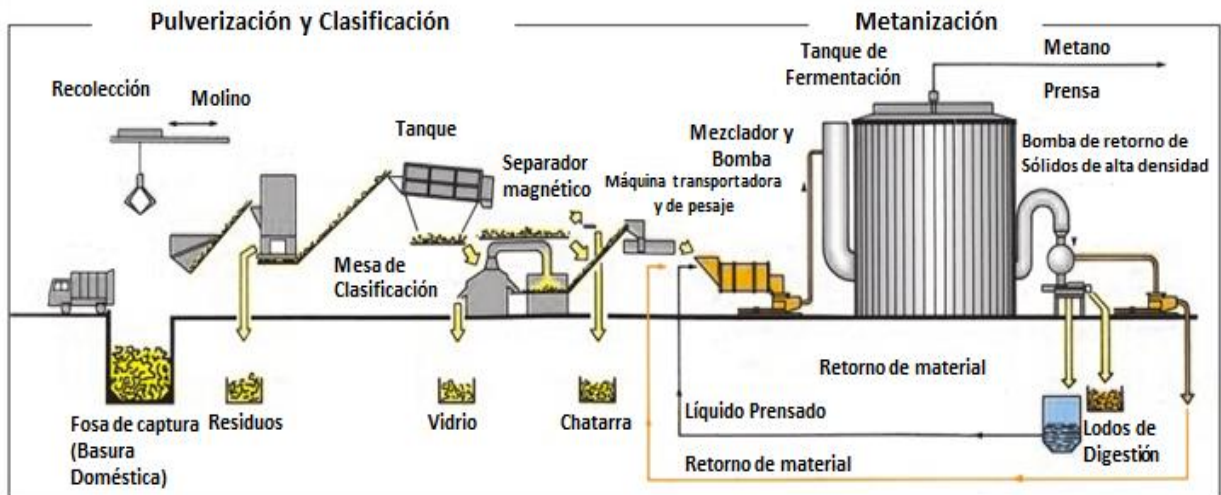


Figura 11. Esquema de la sección de pretratamiento de una planta con el proceso Valorga (Tomado de Valorga International SAS., 2007).

Los biodigestores Valorga presentan forma cilíndrica y vertical, contienen una mampara al interior que cubre aproximadamente $\frac{2}{3}$ del diámetro del cilindro. Los residuos sólidos pretratados ingresan por un borde de la partición para ser removidos hacia el otro, asegurando un tiempo mínimo de residencia en el biodigestor (Valorga International SAS., 2007). Al mismo tiempo, los residuos se mezclan por medio de la recirculación del biogás presurizado como se observa en la Figura 12. Esta corriente inyectora biogás comprimido a 5 atmósferas de presión en el fondo de los biodigestores, donde hay aproximadamente 200 puntos de inyección (Valorga International SAS., 2007).

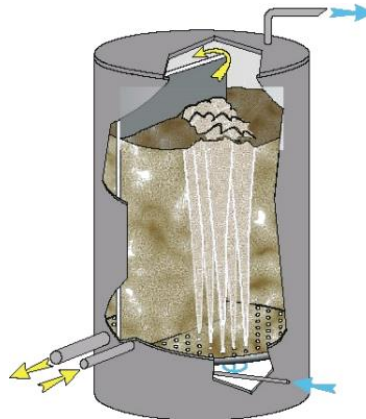


Figura 12. Esquema del biodigestor Valorga, las flechas amarillas indican la entrada y salida de los residuos, las flechas azules la salida y recirculación de biogás (Valorga International SAS., 2007).

Aproximadamente 45% de los sólidos que se reciben en las plantas son rechazados (incluyendo las bolsas que contienen los residuos) debido a que son materiales no reciclables, además de los materiales reciclables que son recuperados los cuales corresponden al 5% del total de residuos. El 50% restante se lleva a los biodigestores para la DA (Valorga International SAS., 2007).

La temperatura del biodigestor se mantiene en 37 °C, aunque también pueden operar en condiciones termofílicas sin requerir de modificaciones considerables. El volumen de los biodigestores se encuentra entre 2,000 y 4,500 m³, con una relación longitud sobre diámetro de 1/4 (Valorga International SAS., 2007). El tiempo de residencia varía de acuerdo a la cantidad de residuos alimentados que se encuentra desde 20 hasta 30 días.

La producción de biogás en promedio es de 118 Nm³ por tonelada de alimentación al biodigestor. Su contenido es de 65% de CH₄, 35% de CO₂ y 2,000 a 3,000 ppm de H₂S, por lo que es necesaria una desulfuración biológica hasta 200 ppm antes de que el biogás sea utilizado para la cogeneración de energía eléctrica y calor. Una planta con este proceso produce en promedio 4 MW de energía eléctrica (Valorga International SAS., 2007).

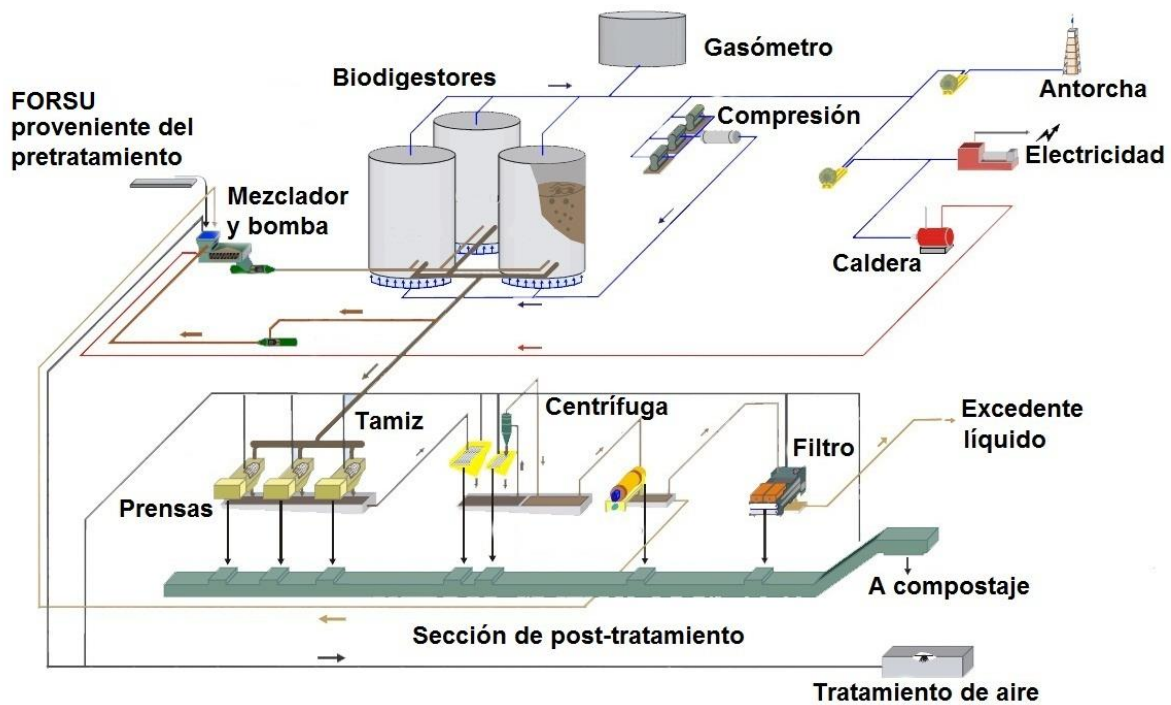


Figura 13. Esquema de la Planta de DA Ecoparc en Barcelona, España (Tomado de Valorga International SAS., 2007).

El post-tratamiento representa una parte significativa del proceso como se observa en la Figura 13. Esto se debe a que el efluente de cada biodigestor se trata por medio de una serie de filtro-prensas para separar la fase líquida de la sólida. La fase líquida filtrada se lleva a dos secadoras centrífugas en serie; una parte de éste se utiliza para la dilución de la alimentación al biodigestor y otra se desecha (Valorga International SAS., 2007).

Los sólidos recuperados en los filtros-prensa y en las secadoras centrífugas reciben un tratamiento aerobio, el cual se realiza en túneles cerrados en presencia de oxígeno, a una temperatura de 40° C durante un periodo de dos semanas (Valorga International SAS., 2007), esta etapa es necesaria para garantizar la estabilización total de la composta y así generar un producto utilizable por la industria agrícola.

➤ **Plantas de Referencia**

En la Tabla 18 se da una lista de algunos ejemplos de plantas que utilizan la tecnología Valorga como proceso.

Tabla 18. Características de las plantas más relevantes del proceso Valorga (Valorga International SAS., 2007).

Característica de operación	Hannover, Alemania	Amiens, Francia	Barcelona, España
Inicio de operación	2005	1998	2004
Capacidad de la planta (t/año)	100,000	85,000	218,000
Producción de biogás (Nm ³ /t)	90	130	135
Producción de metano (Nm ³ /t)	55	69	75
Producción de energía eléctrica (kWh/t)	347	339	357
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	65	62	77
Tiempo de retención (d)	22	27	25
Sólidos Totales (%)	45	45	42.5
Temperatura de operación (° C)	38	37	35
Costo de inversión (\$USD año/t)	472	397	446
Referencias	(Tsilemou, 2006)	(Valorga International SAS., 2007)	(Arsova, 2010)

5.2.2 DRANCO (OWS)

Organic Waste Systems (OWS) es una compañía especializada en tratamientos biológicos de sustratos sólidos y semi-sólidos a través de tecnologías de DA. OWS fue fundada en 1988 en Ghent, Bélgica, desde entonces ha desarrollado diversos procesos de tratamiento como el proceso DRANCO, el proceso SORDISEP, y el DRANCO-FARM. Este último, como su nombre lo indica, se especializa en el tratamiento de residuos de granjas y del sector agroindustrial. El SORDISEP es un proceso húmedo de separación que se utiliza después del proceso DRANCO para obtener un máximo en la recuperación de materiales reciclables y de esta forma

minimizar la cantidad de residuos enviados a relleno sanitario. El proceso DRANCO se detalla más adelante (Organic Waste Systems, 2013).

OWS también realiza servicios de laboratorio y consultoría para el sector privado y público. Los servicios de consultoría abarcan los procesos de biodegradación y compostaje, composición y separación de residuos, reciclaje, manejo integral de residuos y su legislación tanto en Europa como en EU (Organic Waste Systems, 2013).

La tecnología DRANCO fue desarrollada optimizando los parámetros de la DA seca que tienen lugar en un relleno sanitario. Primero se realizaron experimentos por lotes que permitían que el proceso de digestión se completara durante un periodo de 2 a 5 años. Posteriormente se realizaron mejoras al proceso por lotes y se alcanzaron tiempos de 6 meses, luego de 3 meses, hasta un tiempo de digestión de 2 a 3 semanas, lo que hizo posible un proceso continuo. Por último, se diseñó un nuevo tipo de biodigestor para tratar sustratos con más del 40% de ST (Organic Waste Systems, 2013).

➤ **Proceso DRANCO**

El proceso DRANCO consiste en una digestión en condiciones termofílicas de una sola etapa (Figura 14), seguida por otra etapa corta de maduración aerobia (compostaje). Para que se lleve a cabo la digestión, el tamaño de partícula de los residuos sólidos orgánicos debe reducirse a menos de 40 mm, por lo que los residuos de mayor tamaño como los plásticos y los textiles se separan o se reduce su tamaño a través de una trituradora. Los materiales metálicos y los no metálicos son recuperados para procesos de reciclaje, mientras que las piedras, fragmentos de vidrio y los plásticos duros son eliminados lo más eficientemente posible (De Baere, 2006).

El proceso DRANCO puede manejar altas concentraciones de materiales no biodegradables, sin embargo remover este tipo de materiales reduce el consumo de energía y la abrasión de los equipos (De Baere, 2006). El

pretratamiento varía dependiendo de las condiciones y composición de los residuos que son tratados en cada planta.

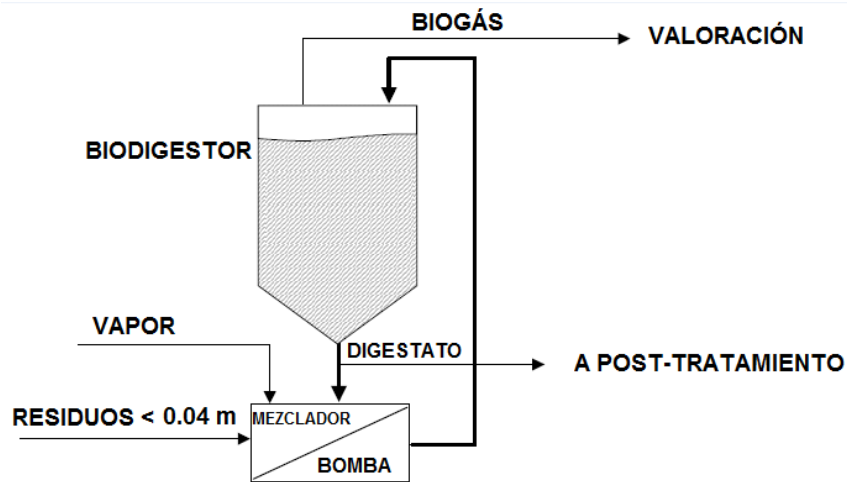


Figura 14. Esquema del proceso DRANCO (Organic Waste Systems, 2013).

Los residuos pretratados son mezclados posteriormente con una considerable cantidad de digestato proveniente de una recirculación del efluente del biodigestor. La relación de mezclado de residuo pretratado y de digestato recirculado es aproximadamente de 1/6-1/8; esto se lleva a cabo dentro de un mezclador donde se utiliza un sistema de inyección de vapor con el cual se eleva la temperatura a un intervalo entre 50° y 55° C (De Baere, 2006).

La temperatura dentro del biodigestor se mantiene debido a que los residuos contienen altas concentraciones de ST y por lo tanto reducen las pérdidas de calor por convección, aunque debe estar aislado térmicamente para permitir que la temperatura sea constante durante varios días y no causar una alteración en el proceso bioquímico (De Baere, 2006).

Una vez que la corriente mezclada ingresa al biodigestor transcurren entre dos y cuatro días dependiendo de la velocidad de alimentación, para que ésta llegue al fondo el descenso ocurre solamente por gravedad y no se utiliza ningún equipo de mezclado o inyección de biogás presurizado. El tiempo de retención en promedio es de 20 días (De Baere, 2006).

La mezcla precalentada de los residuos y el digestato recirculado se bombea hacia la parte superior del biodigestor a través de tres tubos que se insertan desde la parte inferior hasta llegar aproximadamente a 1 m del techo del biodigestor, estos tubos tienen un diámetro demasiado amplio (30 pulgadas), que permite minimizar la fricción y por tanto el consumo de energía en el bombeo (De Baere, 2006).

El biogás sale por la parte superior para ser tratado y almacenado, mientras que el digestato sale por el fondo a través de tornillos instalados en la base cónica del biodigestor, en donde la pequeña parte de éste que no se recircula se traslada a un tratamiento de compostaje (De Baere, 2006).

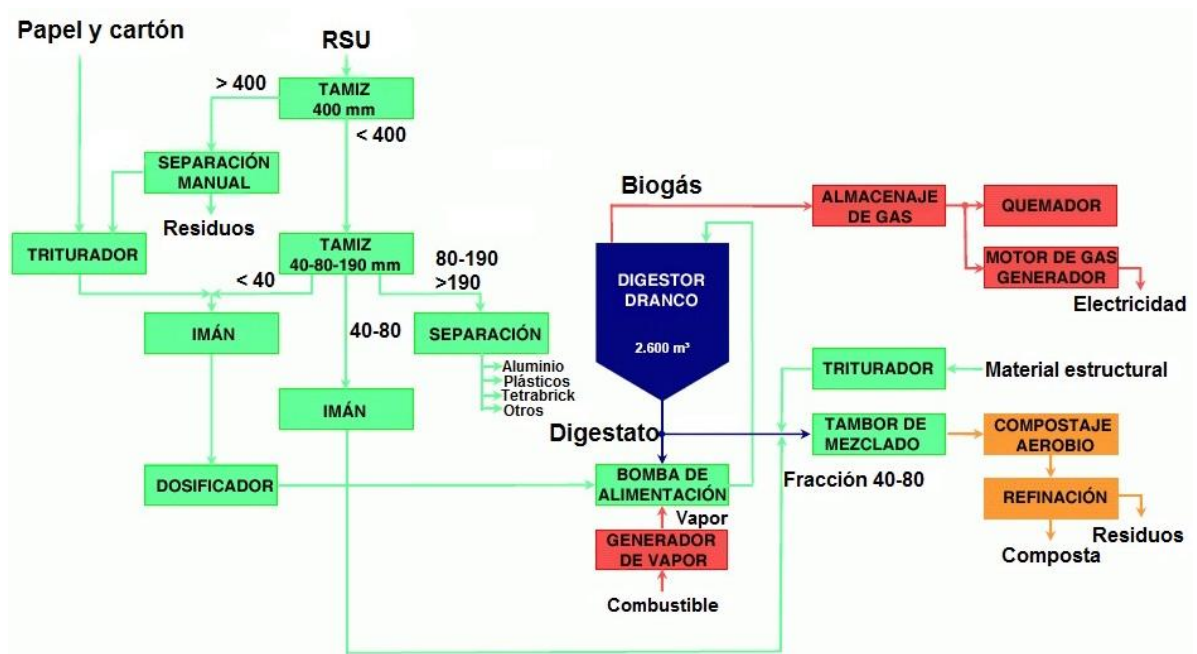


Figura 15. Diagrama del proceso DRANCO de la planta en Alicante, España (Organic Waste Systems, 2013).

El proceso DRANCO mostrado en la Figura 15 puede operar a concentraciones de ST mayores de 40% debido a que los residuos se mueven en dirección vertical a través del biodigestor desde la parte superior hasta el fondo. La operación con residuos de tales concentraciones permite una mayor producción

de biogás, que es aproximadamente de 10 m³ por cada m³ de volumen ocupado en el biodigestor por día (De Baere, 2006).

➤ **Plantas de Referencia**

En la Tabla 19 se muestra una tabla con algunos ejemplos de las plantas que utilizan el proceso Dranco.

Tabla 19. Características de las plantas más relevantes del proceso DRANCO (Organic Waste System, 2013).

Característica de operación	Vitoria, España	Brench, Bélgica	Polsche-Heide, Alemania
Arranque	2007	1992	2005
Capacidad de la planta (t/año)	134,250	26,000	100,000
Producción de biogás (Nm ³ /t)	134	108	113
Producción de metano (Nm ³ /t)	76	61	64
Producción de energía eléctrica (kWh/t)	328	344	370
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	62	67	74
Tiempo de retención (d)	26	23	25
Sólidos Totales (%)	45	40	48
Temperatura de operación (° C)	55	55	53
Costo de inversión (\$USD año/t)	226	508	583
Referencias	(Arsova, 2010)	(De Baere, 2006)	(Schulte, 2013)

5.2.3 KOMPOGAS

Axpo Kompogas Ltd. es una compañía líder a nivel mundial en tecnología de DA seca, con experiencia en la planeación, diseño, construcción y operación de plantas para obtener energía a partir de la digestión de residuos orgánicos. La compañía Kompogas fue fundada en 1991 en Otelfingen, Suiza; desde entonces se han construido más de 50 plantas principalmente en Suiza y Alemania, pero también en otras partes del mundo como Austria, Francia, España, Holanda, Japón, El Caribe, y Catar (Axpo Kompogas Ltd., 2012).

Walter Schmid desarrolló el proceso Kompogas en la década de 1980 y se fue mejorando continuamente en los años siguientes hasta la fundación de la compañía. En 2006 se unió al grupo Axpo (compañía líder en energías renovables en Suiza) con el cual se obtuvieron los recursos suficientes para seguir desarrollando la tecnología y perfeccionando el proceso, además de la búsqueda de nuevos mercados en el mundo (Axpo Kompogas Ltd., 2012).

La tecnología de las plantas con el proceso Kompogas trata de utilizar al máximo el potencial energético de los residuos orgánicos, una tonelada puede producir entre 100 y 120 Nm³ de biogás con un 60% de metano en promedio. La construcción modular de las plantas las hace compactas, por lo que no ocupan mucho espacio; incluso, si ya se cuenta con una planta de compostaje, se puede complementar con un módulo de digestión para la producción de biogás (Axpo Kompogas Ltd., 2012).

➤ **Proceso Kompogas**

El proceso Kompogas es un sistema de una sola etapa, termofílico, seco y horizontal de flujo pistón para producir energía utilizando residuos orgánicos. Estos residuos recolectados se depositan en un “búnker” (Figura 17-1) cuyo tamaño depende de la capacidad de la planta y el cual tiene instalados sensores que registran los materiales orgánicos contenidos en cada descarga. Una vez descargados los residuos, una grúa se encarga de transportarlos a la siguiente etapa donde son triturados y filtrados. Este primer sistema en la planta permite una carga totalmente automática para poder tener una producción continua durante todo el año (Partl, 2007).

La trituradora (Figura 17-2) permite obtener un tamaño de partícula de 60 mm aproximadamente; las partículas más grandes se separan a través de un filtro y regresadas al búnker para volver al proceso de trituración. Materiales inorgánicos o no degradables pueden tolerarse durante el proceso, sin embargo se recomienda que si la cantidad de estos es elevada se añada una etapa de selección, ya sea manual o automática (Partl, 2007).

Después de la etapa de filtración los residuos ingresan al biodigestor por medio de bandas transportadoras. El biodigestor (Figura 17-3) opera a una temperatura constante de 55° C (controlada por un sistema de calentamiento en las paredes del biodigestor) con un tiempo de residencia de 14 días, lo que asegura una producción óptima y una pasteurización completa de los residuos (Partl, 2007).

El material de construcción del biodigestor puede ser de concreto o de acero (Figura 16) y está equipado con un agitador longitudinal que se desplaza lentamente para asegurar un mezclado óptimo y permitir que el biogás que se produzca escape del biodigestor con facilidad. Una parte del efluente del biodigestor se recircula y se mezcla con la alimentación para inocular y acelerar el proceso de digestión; al mismo tiempo se añade agua para asegurar un porcentaje óptimo de ST (Partl, 2007).



Figura 16. Esquema del proceso Kompostogas con biodigestor de acero (Axpo Kompostogas Ltd., 2012).

El biogás producido en el biodigestor se utiliza para generar calor y energía eléctrica en una unidad de cogeneración (*CHP*) mostrada en la Figura 17-4, aunque también puede tratarse para elevar el porcentaje de metano y así poder unirse a la red municipal de gas natural o utilizarse como combustible para automóviles. Una pequeña porción del calor y la electricidad generada se emplea en la misma planta para hacerla autosuficiente (Partl, 2007).

El digestato extraído del biodigestor se lleva a un filtro prensa (Figura 17-5) para separarlo en una fase sólida y otra líquida, donde la cantidad de ST de la fase sólida puede ajustarse directamente en el filtro prensa. Esta fase puede llevarse a una etapa de compostaje en túneles (Figura 17-6) con presencia de oxígeno para estabilizar el subproducto, mientras que la fase líquida puede ser utilizada directamente como fertilizante. El aire utilizado en los túneles es purificado por medio de un “biofiltro” (Figura 17-7) para poder ser liberado al ambiente (Partl, 2007).

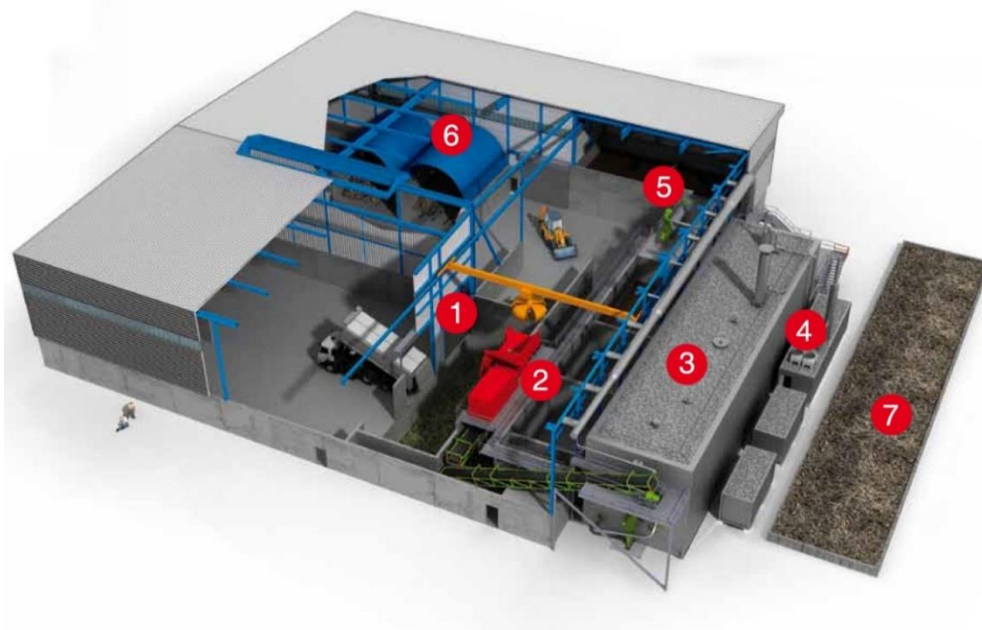


Figura 17. Secciones de una planta modular Kompogas con biodigestor de concreto (Axpo Kompogas Ltd., 2012).

➤ **Plantas de Referencia**

En la Tabla 20 se muestran algunas plantas que utilizan el proceso Kompogas.

Tabla 20. Características de las plantas más relevantes del proceso Kompogas en Suiza (Axpo Kompogas Ltd., 2012).

Característica de operación	Villeneuve	Lenzburg	Oftelfingen
Arranque	2006	2005	1996
Capacidad de la planta (t/año)	20,000	5,000	13,800
Producción de biogás (Nm ³ /t)	105	105	120
Producción de metano (Nm ³ /t)	68	58	72
Producción de energía eléctrica (kWh/t)	232	226	251
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	49	36	68
Tiempo de retención (d)	14	14	16
Sólidos Totales (%)	25.5	28	28
Temperatura de operación (° C)	57	57.5	55
Costo de inversión (\$USD año/t)	585	550	575
Referencias	(Partl, 2007)	(Axpo Kompogas Ltd., 2012)	(Partl, 2007)

5.2.4 BEKON

BEKON Energy Technologies GmbH & CO fue fundada en 1992 en Alemania. Esta compañía es líder en la planeación, diseño, construcción y operación de plantas de biogás por lotes para la generación de electricidad a partir de residuos orgánicos, principalmente de la FORSU (BEKON Energy Technologies, 2012).

El proceso seco de fermentación (DCF, por sus siglas en inglés) BEKON consta de 15 patentes, las cuales son renovadas constantemente como resultado de nuevos hallazgos en investigación y desarrollo del proceso de DA seco.

El objetivo primordial de la compañía es ofrecer a los gobiernos municipales y a las compañías de manejo de residuos tecnologías innovadoras capaces de transformar los residuos orgánicos en recursos utilizables y valorizables, buscando

siempre el óptimo del rendimiento. Fue galardonada con el *Watt d' Or 2012* por la Federación Suiza de Energía (SFOE), por obtener el mayor rendimiento en el sector energético (BEKON Energy Technologies, 2012).

➤ **Proceso BEKON**

El proceso seco de fermentación BEKON es un proceso por lotes de una sola etapa que produce biogás a partir de residuos orgánicos con alto contenido de sólidos totales.

No se requiere de ningún tipo de pretratamiento para la alimentación del sustrato al proceso, sólo basta que los residuos orgánicos sean recolectados por separado desde su fuente de origen. Primeramente, la materia orgánica (hasta con un 50% de ST) se inocula con sustrato que ya ha sido fermentado, después se comienza a llenar el fermentador a condiciones herméticas con la ayuda de trascabos. Una vez lleno, se asegura que el fermentador se encuentre herméticamente cerrado y sin oxígeno (Lutz, 2012).

La materia orgánica se inocula continuamente a través de la recirculación de los lixiviados originados durante el proceso, que se dispersan sobre ésta desde el techo del digestor. Tampoco es necesaria la agitación de los residuos durante este proceso.

La temperatura del proceso (mesofílica, 37° C aprox.) se controla por medio de un sistema empotrado en las paredes y el suelo del fermentador (Figura 18), también por un intercambiador de calor que actúa como reserva al mantener la temperatura adecuada de los lixiviados recirculados (Lutz, 2012).

Las diferentes etapas de degradación ocurren en el mismo fermentador, lo cual tiene muchas ventajas en comparación con otros sistemas de DA debido al bajo consumo de energía en el proceso y los bajos costos de mantenimiento (5% de los costos de inversión).

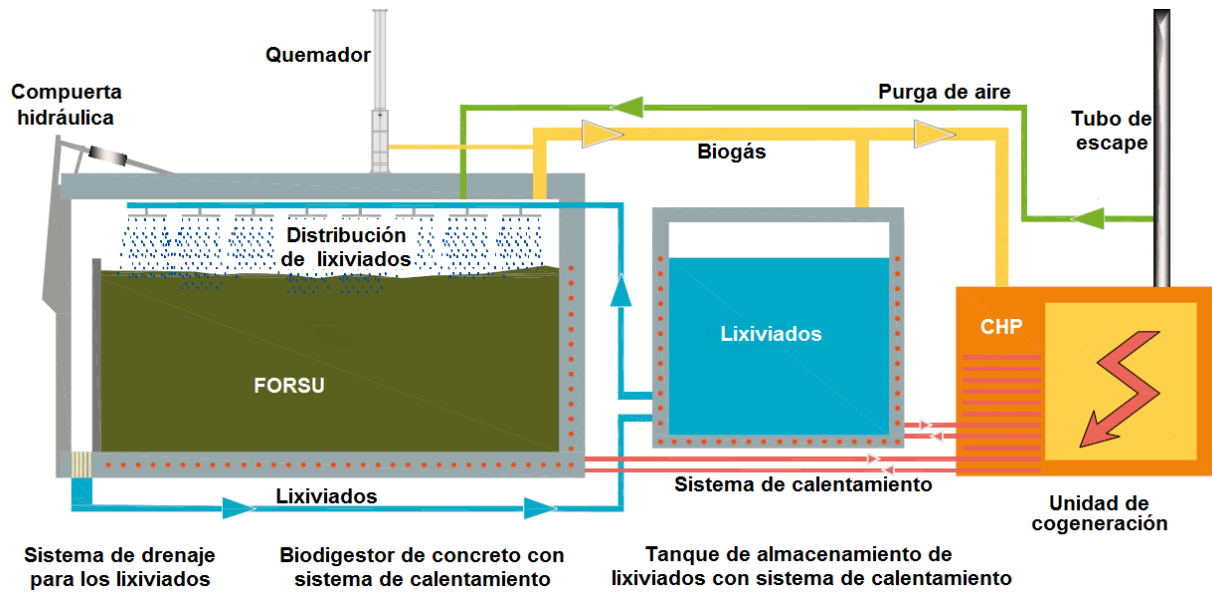


Figura 18. Esquema del proceso seco de fermentación BEKON (BEKON Energy Technologies, 2012).

Una vez terminado el proceso de fermentación (20 días aproximadamente) los fermentadores se vacían por medio de los trascabos y el digestato se lleva directamente a los campos de compostaje para lograr su estabilización y convertirse en fertilizante comerciable (Lutz, 2012).

➤ **Plantas de referencia**

En la Tabla 21 se muestran las características principales de algunas de las plantas de esta tecnología.

Tabla 21. Características de las plantas más relevantes del proceso BEKON (BEKON Energy Technologies, 2012).

Característica	Promedio
Capacidad de las plantas (t/año)	30,000
Producción de biogás (Nm ³ /t)	125
Producción de metano (Nm ³ /t)	75
Producción de energía eléctrica (kWh/t)	206
Consumo de energía eléctrica (kWh/t)	10
Tiempo de retención (d)	19
Sólidos Totales (%)	50
Temperatura de operación (° C)	37
Costo de inversión (\$USD año/t)	476

6 EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE LAS TECNOLOGÍAS

Una vez definidas las características de cada proceso de las alternativas tecnológicas de DA más representativas para el tratamiento de la FORSU, es necesario realizar un análisis objetivo de éstas y compararlas entre ellas, con el objetivo de seleccionar la o las más adecuadas de acuerdo a un conjunto de criterios que fueron establecidos en base a una metodología descrita a continuación.

6.1 METODOLOGÍAS

Una evaluación multicriterio es el estudio de la identificación y selección de alternativas basándose en los valores y las preferencias de un gestor o DM (Decision Maker). La toma de decisiones implica también, en su caso, escoger cual es la que mejor se ajusta a las metas, objetivos, deseos, y valores que deben definirse por la persona o el grupo de personas involucradas (Harris, 2012).

Para comenzar con el proceso de toma de decisiones, primero se debe identificar al DM y a la parte interesada (“Stakeholder”) para reducir posibles desacuerdos en la definición del problema, los requerimientos, metas y criterios. Luego, el proceso puede dividirse en los siguientes pasos (Fülöp, 2005):

1. Definir el problema. En este paso se deben, como mínimo, identificar las causas fundamentales limitando los supuestos, los sistemas y las fronteras organizacionales e interfaces, y cualquier cuestión que presente la parte interesada. El objetivo principal es expresar el problema de manera clara y en una sola oración, en la que se describan tanto las condiciones iniciales como las condiciones deseadas. Frecuentemente la expresión del problema resulta ser más amplia en el caso de problemas complejos, sin embargo, debe ser conciso, inequívoco y convenido por el DM y el “Stakeholder”.

2. Determinar los requerimientos. Los requerimientos son las condiciones que cualquiera de las alternativas deben satisfacer para solucionar el problema, pues tienen que explicar detalladamente lo que la solución al problema necesita cumplir. Este paso es muy importante para el resto del proceso, incluso si se trata de evaluaciones subjetivas, pues los requerimientos se establecen en forma cuantitativa y exacta.
3. Establecer las metas. Las metas son valores o resultados esperados por parte del “stakeholder” que deben plasmarse por escrito y de una manera muy clara para comprender hacia donde se dirige el proceso.
4. Identificar alternativas. Las alternativas ofrecen diferentes condiciones para ir de las condiciones iniciales a las condiciones deseadas. Sí el número de alternativas es finito, se pueden revisar una a una sí es que cumplen con los requerimientos; las que no los cumplan dejan de ser consideradas para los siguientes pasos del proceso. En el caso de que el número de alternativas sea infinito, se considera a un conjunto de alternativas al igual que un conjunto de soluciones que cumplan con los requerimientos establecidos.
5. Definir los criterios. Los criterios de decisión, los cuales van a distinguir cada una de las alternativas, deben de basarse en las metas establecidas, es decir, es necesario definir los criterios de evaluación como medidas objetivas de las metas para determinar la forma en que cada alternativa consigue cumplirlas. De esta forma, cada meta deberá generar al menos un criterio, sin embargo las metas más complejas pueden ser representadas por varios criterios de evaluación. En este caso, puede ser de mucha ayuda agrupar los criterios que más relación tengan para tener una mejor estructura en el proceso. Los criterios deben: ser capaces de diferenciar

entre cada una de las alternativas y respaldar la comparación de su desempeño en el proceso.

6. Seleccionar una herramienta para la toma de decisiones. Actualmente se han desarrollado muchas herramientas que ayudan en el proceso de planteamiento y solución de problemas, por lo que seleccionar la herramienta más apropiada no es una tarea sencilla, pues depende tanto del problema mismo como de los objetivos del DM. Algunas veces “mientras más simple el método, mejor”, aunque problemas muy complejos requieren también de métodos más complejos.
7. Evaluar las alternativas contra los criterios. Cada método para la toma de decisiones necesita, como datos de entrada, la evaluación de las alternativas en contra de cada uno de los criterios. Dependiendo de los criterios, la evaluación puede ser objetiva (utilizando escalas de medición) o subjetiva (con la valoración del evaluador). Una vez que se han realizado las evaluaciones, la herramienta seleccionada se aplica para jerarquizar las alternativas o para escoger un subconjunto de las mejores.
8. Validar las soluciones a partir del problema. Las alternativas seleccionadas por las herramientas de toma de decisiones tienen que ser validadas a partir de los requerimientos y metas establecidas anteriormente en el proceso. En problemas complejos las alternativas seleccionadas pueden causar la adición de metas o requerimientos que se añaden a otro proceso posterior.

Los problemas de decisión multicriterio pueden dividirse en dos diferentes clases dependiendo de su definición del problema: en la primera, un número finito de alternativas son entregados explícitamente en forma tabular, estos problemas son llamados problemas de análisis multicriterio (AMC); en la segunda clase se presenta un número finito de limitaciones en forma de funciones que definen una

infinidad de alternativas posibles, éstos son llamados problemas de optimización multicriterio (OMC).

Debido a los distintos tipos de problemas, diferentes enfoques han evolucionado para resolver problemas de AMC y de OMC. Entre las metodologías más reconocidas, utilizadas y desarrolladas para resolver problemas de AMC se encuentra la teoría de la Utilidad Multiatributo (UMA) y el Proceso Analítico de Jerarquización (AHP), que básicamente constituirían lo que en Europa nombraron como la “Escuela americana”; mientras que los métodos basados en las relaciones de preferencia (outranking) como los métodos ELECTRE y el PROMETHEE, son reconocidos como la “Escuela francesa”.

En cuanto a los problemas OMC existen distintas categorías: métodos interactivos, programación de metas, algoritmos de vector máximo y procedimientos evolucionarios. Sin embargo, el problema planteado para este trabajo se enfoca explícitamente en el AMC, por lo que a continuación se describen a detalle las metodologías mencionadas.

6.1.1 TEORÍA DE LA UTILIDAD

La Teoría de la Utilidad ha ejercido una gran influencia en el desarrollo teórico de la toma de decisiones, pues su origen puede remontarse al siglo XIX donde se tiene registrado que Stuart Mill introdujo el concepto de utilidad en el campo de la economía. Esta corriente parte de una concepción positivista del ser humano, que tiene como objetivo reducirla a la búsqueda del placer y la evasión del dolor (Fülöp, 2005).

Por lo tanto, los objetos o actividades deben ser juzgados en función del placer o dolor que proporcionen sus propiedades, es decir, según su utilidad, a manera que toda persona actuaría siempre con el objetivo de maximizarla. Este enfoque contempla el comportamiento del ser humano únicamente desde la racionalidad, de modo que las acciones humanas serían predecibles, ya que

estarían regidas por este criterio universal de utilidad. La teoría de la utilidad puede sintetizarse en las siguientes premisas (Kast & Rosenzweig, 1985):

- Conocimiento completo de los factores ambientales relevantes.
- Capacidad de ordenar las preferencias según un criterio de utilidad.
- Capacidad de identificar la alternativa que maximiza la utilidad.

De acuerdo con estas premisas se dio origen al concepto de utilidad marginal, que se definió como la evaluación de satisfacción que provoca consumir una unidad de cierto artículo considerado. A su vez, la instrucción de este concepto originó la denominada función de utilidad (Figura 19), construida a partir del cálculo de la utilidad marginal en cada intervalo considerado, la cual se plantea normalmente entre 0 y 1, e intenta modelar la utilidad producida por un cierto parámetro “x” considerado, planteado en un principio como cantidad de dinero (Keeney & Raiffa, 1993).

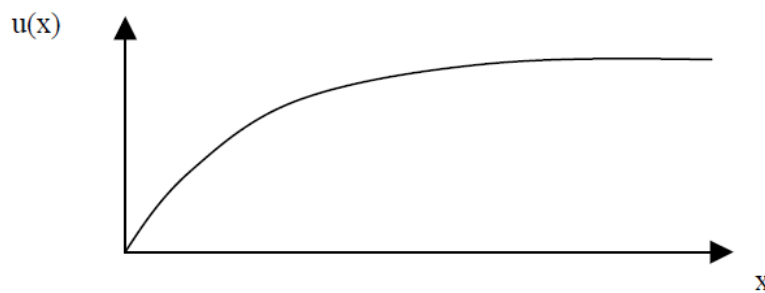


Figura 19. Función clásica de utilidad (Keeney & Raiffa, 1993).

Esta función constituye un modo de medir la preferencia entre los diversos valores del parámetro “x” considerado, de manera que el DM mostraría una mayor preferencia por una opción $x=x_1$ respecto a otra $x=x_2$ en la medida en que se adoptara una utilidad mayor, es decir $u(x_1) > u(x_2)$. Esto implicaría asumir el concepto de utilidad como criterio en la toma de decisiones.

➤ **Teoría de Utilidad Multiatributo (UMA)**

La teoría de la UMA fue desarrollada a partir de los presupuestos establecidos en la teoría de la utilidad para su aplicación en problemas con múltiples objetivos, con

lo que se fijó la estimación de la utilidad dependiente de varios criterios, elaborándose una medición más general e integrada. Esta teoría tiene un gran rigor matemático, por lo que significó un importante impulso el tratamiento de problemas de toma de decisión. Sus elementos más importantes de esta teoría son (Keeney & Raiffa, 1993):

- La aceptación del concepto básico planteado en la teoría de la utilidad.
- La construcción de una función que represente la estructura de preferencias del DM, a partir de utilidad para cada uno de los atributos considerados (esta condición se denomina Teorema Fundamental de la Utilidad).
- La posibilidad de asignar un valor numérico a cada atributo considerado.

A partir de estas condiciones, se propone la construcción de una función de utilidad multiatributo, $u(x_1, x_2, \dots, x_n)$, siendo x_i cada atributo considerado. Se han propuesto tres modelos matemáticos de esta función, uno de ellos y el más aplicado es el multiplicativo, cuya expresión de la utilidad se observa en la Ecuación 6:

$$u(x) = \sum_{i=1}^n k_i \cdot u_i(x_i) \quad \text{Ecuación 6.}$$

Donde $u_i(x_i)$ son las funciones de utilidad asociadas a los diversos atributos y k_i representa el peso de cada uno, es decir, su ponderación. Esta función se cumple sólo en el caso de “mutua independencia en utilidad” de los atributos, es decir, un subconjunto es independiente en utilidad de su complementario si la preferencia de los atributos incluidos en ese subconjunto no dependen de los resultados de éste (Keeney & Raiffa, 1993).

Así mismo, es importante destacar el concepto de jerarquización de objetivos (Figura 20), que se refiere a una estructura analítica de trabajo en el desarrollo de la toma de decisión mediante un árbol cuyas ramas se refieren a los componentes de la función de utilidad multiatributo.

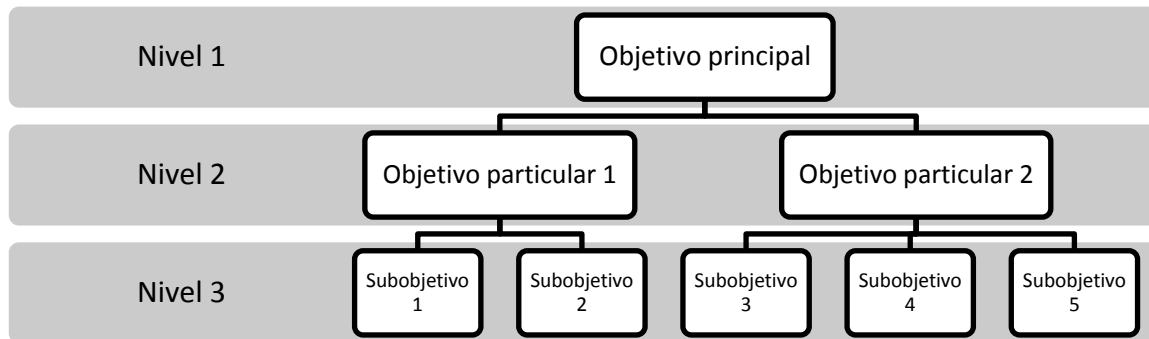


Figura 20.Árbol de objetivos con tres niveles y 5 atributos (Rios-Insua et al., 2002).

A pesar de ser una teoría muy reconocida en el ámbito económico y de la toma de decisiones, la UMA ha sido juzgada en más de una ocasión por su falta de practicidad, puesto que se requiere invertir una gran cantidad de tiempo para realizar el cálculo correspondiente para cada atributo tomado en cuenta. Esta complejidad provoca una falta de transparencia cuando los DM no están especializados en la formulación matemática de esta teoría, por lo que puede darse una distorsión en las preferencias del DM y poco a poco acumular desviaciones en la estimación de pesos de los diversos atributos, funciones de utilidad o probabilidades.

Estas desventajas de la metodología UMA nos obligan a buscar alternativas, como las Relaciones de Preferencia (Métodos Outranking).

6.1.2 RELACIONES DE PREFERENCIA (OUTRANKING)

A diferencia de los métodos derivados de la Teoría de la Utilidad (UMA y AHP), las Relaciones de Preferencia o Métodos Outranking se basan en el principio de que una alternativa puede tener cierto grado de dominio sobre otra, así como la suposición de que puede ser identificada una sola alternativa como la mejor.

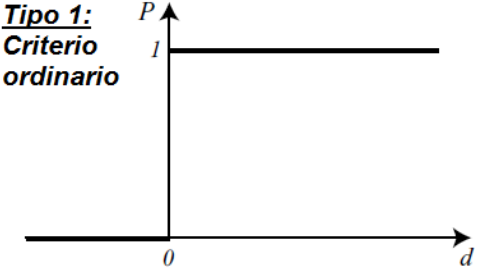
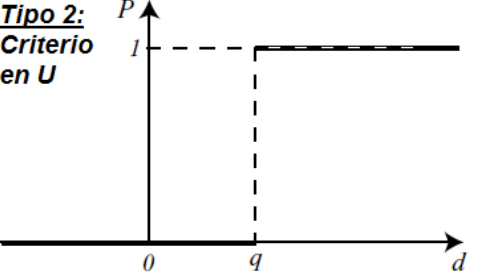
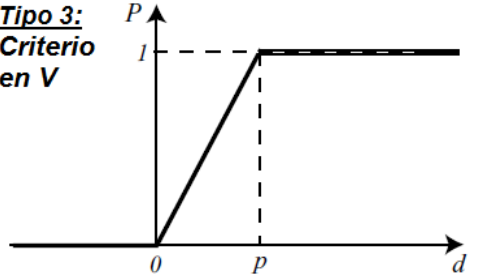
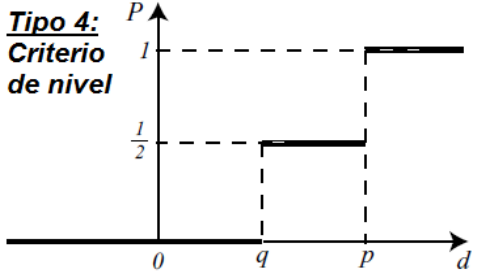
La evaluación de las alternativas sobre cada criterio es comparado también por pares; se dice que la alternativa *a* es preferida sobre la alternativa *b* si es

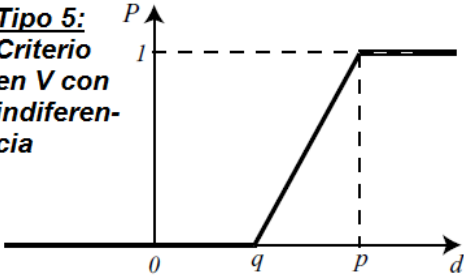
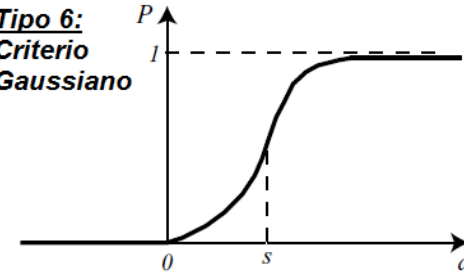
mejor en algunos de los criterios, según los objetivos predefinidos por el DM. Una alternativa que es inferior en ciertos criterios y no mejor en los criterios restantes, se dice que es la dominada; por el contrario, una alternativa dominante es superior en todos los criterios. En general, los métodos outranking establecen las relaciones entre las alternativas a través de las preferencias del DM y los rendimientos de éstas en cada criterio. Para el par de alternativas a y b , las preferencias son expresadas por cada criterio (Linkov, et al., 2004):

- $a P b$, amplia preferencia de a sobre b .
- $a Q b$, ligera preferencia de a sobre b .
- $a I b$, indiferencia entre las dos alternativas.
- $a J b$, incomparabilidad de las alternativas.

El umbral de intensidad de preferencia (P) e indiferencia (I) son introducidos por cada criterio para evitar exageraciones cuando se trata de pequeñas diferencias en la evaluación; la expresión I se refiere a cuando la diferencia entre las alternativas es tan pequeña que no puede ser utilizada como base para una distinción entre ellas. Entre I y P , la preferencia Q puede ser representada por cualquier número obtenido de una interpolación, ya sea lineal, escalonada, o Gaussiana. La combinación de P , la función de interpolación y el umbral I conforman la función de preferencia, que describe las relaciones entre los criterios (Linkov, et al., 2004).

Tabla 22. Tipos de criterios generalizados ($P(d)$: función de preferencia) (Brans & Mareschal, 2004).

Criterio generalizado	Definición	Parámetros
<p>Tipo 1: Criterio ordinario</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ 1 & d > 0 \end{cases}$	/
<p>Tipo 2: Criterio en U</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ 1 & d > q \end{cases}$	q
<p>Tipo 3: Criterio en V</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ \frac{d}{p} & 0 \leq d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p
<p>Tipo 4: Criterio de nivel</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ \frac{1}{2} & q < d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p, q

Criterio generalizado	Definición	Parámetros
<p>Tipo 5: Criterio en V con indiferencia</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ \frac{d-q}{p-q} & q < d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	<p>p, q</p>
<p>Tipo 6: Criterio Gaussiano</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ 1 - e^{-\frac{d^2}{2s^2}} & d > 0 \end{cases}$	<p>s</p>

Las funciones de preferencia pueden tomar diferentes formas para cada uno de los criterios (Tabla 22), sin embargo se han sugerido ciertas formas cuando se trata de cierto tipo de criterio, por ejemplo, un criterio cuantitativo (como el costo) puede resultar en una función de preferencia lineal o Gaussiana, un criterio semi-cuantitativo (como la escala: alto, medio, bajo) resultaría en una función escalonada. Una de las fortalezas de los métodos Outranking, comparados con los de la Teoría de la Utilidad, es la facilidad con la cual la información de los criterios semi-cuantitativos y los no cuantitativos (preguntas directas, por ejemplo: ¿prefieres rojo o azul?) es tratada (Linkov, et al., 2004).

Los métodos Outranking son parcialmente compensatorios y no dependen de una optimización, por lo que el énfasis principal está en comprender la definición de tasa de intercambio o “trade-off” entre los criterios, y facilitar una comparación bien estructurada y cuantitativa de fortalezas y debilidades. Estos métodos también permiten registrar cuando las ponderaciones de los criterios y para las alternativas se consideran como no comparables (Rios-Insua, et al., 2002).

Al igual que en los métodos UMA y AHP, se pueden representar diversos puntos de vista de diferentes DM, incluyendo diferentes ponderaciones de los criterios. La sensibilidad de las ponderaciones entre los criterios se puede definir al calcular un intervalo de estabilidad sobre el cual, toda ponderación puede ser ajustada sin afectar el orden de los resultados. Estos métodos también permiten a los decisores cambiar de opinión ajustando las ponderaciones entre los criterios, o al introducir nuevos criterios o alternativas en cualquier momento durante el análisis, cualidad que es muy difícil de introducir en los métodos UMA y AHP (Rios-Insua, et al., 2002).

➤ **Métodos PROMETHEE**

Los métodos PROMETHEE I (ranking parcial) y II (ranking completo) fueron desarrollados por J.P. Brans y presentados por primera vez en 1982 en Quebec, Canadá. Pocos años después, el mismo Brans junto con B. Mareschal desarrollaron PROMETHEE III (basado en intervalos) y PROMETHEE IV (continuo). Estos mismos autores propusieron en 1988 el módulo visual interactivo GAIA, que proporciona una magnífica representación gráfica de la metodología PROMETHEE. En 1992 y 1994 sugirieron dos extensiones: PROMETHEE V (con restricciones de segmentación) y PROMETHEE VI (representación del cerebro humano) (Gironés & Madrid, 2008).

El método PROMETHEE está basado en comparaciones por parejas. Los criterios de preferencia agregados y los flujos de outranking son las claves de esta metodología.

Teniendo las alternativas a, b pertenecientes a un conjunto A , y recordando que P_j y w_j son las funciones de preferencia y ponderaciones de los criterios respectivamente (Kangas & Kangas, 2001):

$$\begin{cases} \pi(a, b) = \sum_{j=1}^k P_j(a, b)w_j, \\ \pi(b, a) = \sum_{j=1}^k P_j(b, a)w_j. \end{cases} \quad \text{Ecuación 7.}$$

Donde $\pi(a, b)$ expresa el nivel en que a se prefiere sobre b para todos los criterios, y $\pi(b, a)$ el nivel de preferencia de b sobre a . De estas definiciones se derivan las siguientes propiedades para todas las alternativas a, b que pertenezcan a A :

$$\begin{cases} \pi(a, a) = 0, \\ 0 \leq \pi(a, b) \leq 1, \\ 0 \leq \pi(b, a) \leq 1, \\ 0 \leq \pi(a, b) + \pi(b, a) \leq 1. \end{cases}$$

Por lo tanto; $\pi(a, b) \sim 0$ implica una preferencia global débil de a sobre b , y $\pi(a, b) \sim 1$ implica una preferencia global fuerte de a sobre b (Brans & Mareschal, 2004).

Cada alternativa a es evaluada contra $(n-1)$ alternativas en A . Por lo que se definen los siguientes flujos de outranking (Kangas & Kangas, 2001):

- Flujo positivo de outranking:

$$\phi^+(a) = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(a, x) \quad \text{Ecuación 8.}$$

- Flujo negativo de outranking:

$$\phi^-(a) = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(x, a) \quad \text{Ecuación 9.}$$

El flujo positivo expresa como una alternativa a domina a todas las demás (potencia). El flujo negativo expresa como una alternativa a es superada por todas las demás (debilidad) (Brans & Mareschal, 2004).

El ranking parcial de PROMETHEE I (P^I, I^I, R^I) se obtiene de la intersección de los flujos positivos y negativos de outranking. Este método trata de ser prudente; puesto que no va a decidir la alternativa adecuada cuando se presenta

que a es conveniente en base a un conjunto de criterios en que b es débil, y por el contrario, b es buena en otros criterios en donde a es débil. El DM es quien asume esta responsabilidad.

Por otro lado, el PROMETHEE II consiste en el ranking completo (P'' , I'' , R''), para lo que se considera el flujo neto de outranking:

$$\phi(a) = \phi^+ - \phi^-(a) \qquad \text{Ecuación 10.}$$

Consiste en el balance entre los flujos positivos y negativos de outranking; cuanto mayor sea el flujo neto, mejor es la alternativa. Cuando se utiliza este método completo, todas las alternativas deben ser comparables. El ranking completo es fácil de usar, sin embargo el análisis de las alternativas incomparables ayuda a completar una decisión adecuada. Debido a que ϕ proporciona un ranking completo, puede ser comparado con la función de utilidad (UMA), con la ventaja que ϕ se construye a base de información de preferencia clara y simple, y está basado en comparaciones en lugar de evaluaciones absolutas (Brans & Mareschal, 2004).

Por su parte, el módulo interactivo visual GAIA es un plano cuya proyección preserva la mayor cantidad de información. Según la técnica de análisis de componentes principales, éste es el plano definido por dos vectores propios correspondientes a los dos mayores propios de la matriz de los flujos netos de cada criterio.

El módulo PROMETHEE VI provee al DM información adicional sobre visión particular del problema; debido a que permite apreciar si el problema en cuestión es fácil o difícil de acuerdo con su opinión personal.

6.1.3 SOFTWARE VISUAL PROMETHEE

Los métodos PROMETHEE cuentan con una gran herramienta que facilita el proceso de la evaluación multicriterio, el software Visual PROMETHEE, desarrollado por el mismo autor de la metodología (Bertrand Mareschal) en la

Universidad de Bruselas, que con fines académicos se encuentra disponible de manera gratuita. Esta herramienta es una nueva versión de los software PromCalc y Decision Lab creados también para esta metodología en el 2000 y 2010 respectivamente.

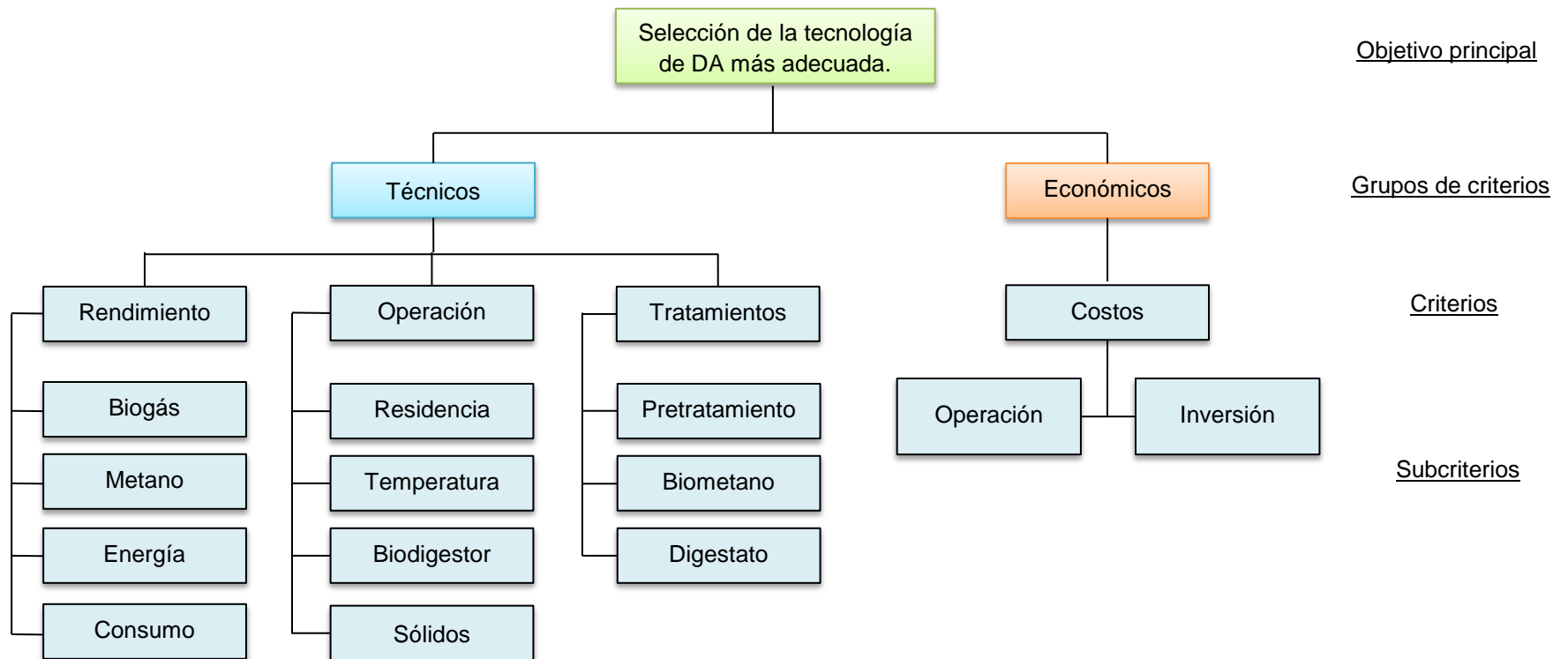
Está diseñado para:

- Evaluar posibles decisiones o alternativas a través de múltiples criterios.
- Identificar la posible mejor opción.
- Calificar las posibles alternativas desde la mejor hasta la peor.
- Clasificar alternativas en clases predefinidas.
- Visualizar problemas de decisión o evaluación para entender mejor las dificultades para hacer mejores decisiones.
- Justificar o invalidar decisiones basadas en elementos objetivos.

Esta herramienta nos permitirá realizar la evaluación multicriterio de las tecnologías de DA, sin embargo, se definieron los criterios y subcriterios que evaluarán cada una de las tecnologías.

6.2 DIAGRAMA JERÁRQUICO

Para comenzar con la evaluación multicriterio, se plantearon los factores con mayor relevancia que permitieron calificar el desempeño y comparar su valor comercial actual. Por lo tanto, se estableció un diagrama jerárquico partiendo del objetivo principal, el cual es la selección de la tecnología de DA más adecuada para tratar la FORSU:



6.3 DEFINICIÓN Y PONDERACIÓN DE LOS CRITERIOS

La definición de criterios se llevó a cabo por niveles, en primer lugar se realizó la ponderación de pesos a los grupos (Técnicos y Económicos), posteriormente a los criterios (Rendimiento, Operación, Tratamiento, y Costos) y por último los subcriterios.

Primordialmente se planteó la inclusión de un grupo de criterios Ambientales para evaluar los impactos de cada proceso al ambiente, tomando en cuenta sus emisiones de equivalentes de CO₂, la cantidad de agua utilizada en el proceso, y los contaminantes expulsados al suelo a través del post-tratamiento; sin embargo, no se cuenta con la información suficiente, puesto que las compañías no publican ni reportan estos datos. Por lo tanto se decidió sólo tomar en cuenta los criterios Técnicos y Económicos.

6.3.1 CRITERIOS TÉCNICOS

Dentro de los criterios Técnicos se consideró el rendimiento de cada tecnología que midió la capacidad de convertir la FORSU en productos de la DA con alto valor agregado, las características de operación de su proceso que cuantifica la dificultad para operarlo; y por último se calificaron los tratamientos que reciben, tanto los residuos orgánicos, como los productos y subproductos producidos. En la Tabla 23 se presenta la definición de cada subcriterio establecido.

Tabla 23. Descripción de los subcriterios Técnicos.

Subcriterios	Descripción	Tipo de escala
Rendimiento		
Biogás	Producción de biogás en Nm ³ por tonelada de residuo tratado.	Cuantitativa
Metano	Producción de metano en Nm ³ por tonelada de residuo tratado.	Cuantitativa
Energía	Generación de energía eléctrica en kW/h por tonelada de residuo tratado.	Cuantitativa
Consumo	Consumo de energía eléctrica por tonelada tratada de residuo.	Cuantitativa
Operación		
Sólidos	Porcentaje máximo permisible de ST a la entrada del digestor.	Cuantitativa
Residencia	Tiempo de residencia de operación del digestor en días.	Cuantitativa
Temperatura	Temperatura de operación del digestor en ° C.	Cuantitativa
Biodigestor	Cuantifica la dificultad de operación del digestor según sus etapas, su mezclado y su continuidad.	Cualitativa*
Tratamiento		
Pretratamiento	Cuantifica la dificultad del pretratamiento según el número de secciones que posee.	Cualitativa*
Biometano	Determina si la tecnología cuenta con la posibilidad de elevar el grado del biogás a biometano.	Si/No
Digestato	Cuantifica la calidad del tratamiento que recibe el digestato según el subproducto que ofrece cada tecnología.	Cualitativa*

Para cada uno de los subcriterios con escala cualitativa (*) se definió una relación de cinco niveles, por ejemplo, para el subcriterio Biodigestor se definió en la Tabla 24 una escala de complejidad de operación del biodigestor según sus etapas o mezclado y su continuidad.

Tabla 24. Escala de complejidad del subcriterio Biodigestor.

Escala	Descripción
Muy complejo	Inyección de biogás / Continuo
Complejo	Dos etapas / Continuo
Promedio	Recirculación / Continuo
Sencillo	Agitación mecánica / Continuo
Muy sencillo	Sin mezclado / Por lotes

En el caso del subcriterio Pretratamiento, en la Tabla 25 se estableció una escala que cuantifica la complejidad del pretratamiento que requieren los residuos orgánicos para que el proceso se lleve a cabo de manera eficiente, según el número de secciones que típicamente presenta una planta de cada tecnología.

Tabla 25. Escala de complejidad del subcriterio Pretratamiento.

Escala	Descripción
Muy complejo	Más de 5 secciones de pretratamiento
Complejo	5 secciones de pretratamiento
Promedio	3 secciones de pretratamiento
Sencillo	1 sección de pretratamiento
Muy sencillo	Sin pretratamiento

Por último, se estableció la escala de calificación para el subcriterio Tratamiento, la cual está basada en una evaluación que realizó el Gobierno Alemán (FNR, 2010) que evalúa la calidad del subproducto según los tratamientos que recibe después del proceso de DA, para lo que se estableció la siguiente escala Tabla 26:

Tabla 26. Escala de calificación del subcriterio Tratamiento.

Escala	Descripción
Muy malo	Sin tratamiento
Malo	Separación sólido/líquido
Promedio	Composta a tratamiento aerobio
Bueno	Composta de alto grado
Muy bueno	Composta de alto grado y fertilizante líquido

6.3.2 CRITERIOS ECONÓMICOS

En el aspecto económico se consideró el costo de la tecnología tomando como referencia la inversión total que en promedio se realiza para cada tecnología según las toneladas de residuos orgánicos que degrada al año, y también se tomaron en cuenta los gastos por la operación y el mantenimiento del sistema por residuo tratado al año (Tabla 27). Para este último no se encontraron muchos datos que presentaran las tecnologías, por lo que se recurrió a un estimado que nos dice un porcentaje de la inversión de la planta según el tipo de proceso DA (húmeda, seca, continua y por lotes) (Tsilemou, 2006), (California Integrated Waste Management Board, 2008):

Tabla 27. Descripción de criterios económicos.

Subcriterios	Descripción	Tipo de escala
Costos de inversión	Es la inversión total del proyecto en USD por tonelada de residuo tratada al año.	Cuantitativa
Costos de operación	Son los costos de operación y mantenimiento en USD por tonelada de residuo tratada al año.	Cuantitativa

6.3.3 ASIGNACIÓN DE PESOS ESPECÍFICOS (PONDERACIÓN)

Los criterios Técnicos tienen mayor peso en esta evaluación debido a que considera aspectos que afectan directamente los criterios Económicos, además

que los datos encontrados para los criterios Económicos pueden variar significativamente para dos plantas de capacidad similar de una misma tecnología.

Por lo tanto se propusieron 4 diferentes escenarios para comparar el ranking de las tecnologías variando el peso de los criterios Técnicos y Económicos; para esto se partió de un escenario principal (Escenario 2) con un peso del 70% para los Técnicos y un 30% para los Económicos. Los dos escenarios restantes variaron hacia arriba y hacia abajo en porcentaje para cada grupo de criterios, como se describe en la Tabla 28:

Tabla 28. Ponderación de los grupos de criterios (*clusters*) para cada escenario.

	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Grupo	Peso (%)			
Técnicos	80	70	60	50
Económicos	20	30	40	50
Total	100	100	100	100

Posteriormente se definieron los pesos de los subcriterios Técnicos (Tabla 29) comenzando por asignar ponderaciones por criterios, dándole ligeramente mayor importancia al Rendimiento (40%), a los de Operación y Tratamientos un 30% cada uno.

Tabla 29. Ponderación de los subcriterios para cada criterio técnico.

Criterio	Subcriterio	Peso en cada criterio (%)
Rendimiento	Biogás	25
	Metano	25
	Energía	30
	Consumo	20
	Subtotal	40
Operación	Residencia	20
	Temperatura	30
	Sólidos	30
	Biodigestor	20
	Subtotal	30
Tratamientos	Pretratamiento	40
	Biometano	20
	Digestato	40
	Subtotal	30
Total		100

Por último, se definieron los pesos de los subcriterios Económicos (Tabla 30); en este caso se le asignó un mayor porcentaje al subcriterio de costos de inversión, debido a que es el que mayor impacto tiene en esta evaluación, y también a que los costos de operación se obtuvieron por medio de una aproximación como se explicó anteriormente.

Tabla 30. Ponderación de los subcriterios económicos.

Criterio	Subcriterio	Peso (%)
Costos	Costos de inversión	60
	Costos de operación	40
	Total	100

Una vez definidos todos los criterios y subcriterios que se consideraron para esta evaluación, se procesaron todos los datos encontrados para cada tecnología, se homogenizaron las unidades de éstos para poder llenar la matriz de evaluación (6.4), con ésta llena, se cargaron todos datos al software Visual PROMETHEE.

6.4 MATRIZ DE EVALUACIÓN

			Tecnologías								
			Secas				Húmedas				
Criterios		Unidades	DRANCO	Kompogas	Valorga	BEKON	BTA	Ros Roca	Strabag	Weltec	
Técnicos	Rendimiento	Biogás	(Nm ³ /ton)	141	110	118	125	90	115	100	120
		Metano	(Nm ³ /ton)	74	66	66	75	56	63	63	72
		Energía	(kW-h/ton)	206	236	348	206	203	202	240	208
		Consumo	(kW-h/ton)	40	52	173	21	20	12	120	10
	Operación	Residencia	(días)	21	18	25	19	15	20	21	17
		Temperatura	(° C)	53	57	55	37	37	38	37	55
		Sólidos	(%)	22	27	44	50	10	12	10.5	10
		Biodigestor		Sencillo	Promedio	Muy complejo	Muy sencillo	Complejo	Complejo	Muy complejo	Promedio
	Tratamientos	Pretratamiento		Complejo	Promedio	Complejo	Muy sencillo	Complejo	Promedio	Promedio	Promedio
		Biometano		no	si	no	no	no	si	si	si
Digestato			Complejo	Muy bueno	Bueno	Bueno	Promedio	Muy bueno	Promedio	Malo	
Económicos	Costos	Costos de inversión	(\$USD año/ton)	467	570	438	476	531	489	446	325
		Costos de operación	(\$USD año/ton)	47	57	44	24	80	73	67	49

6.5 RESULTADOS

Tomando como base el escenario principal (2) en el que se planteó un peso del 70% para los criterios técnicos y un 30% para los económicos, se obtuvieron los siguientes resultados:

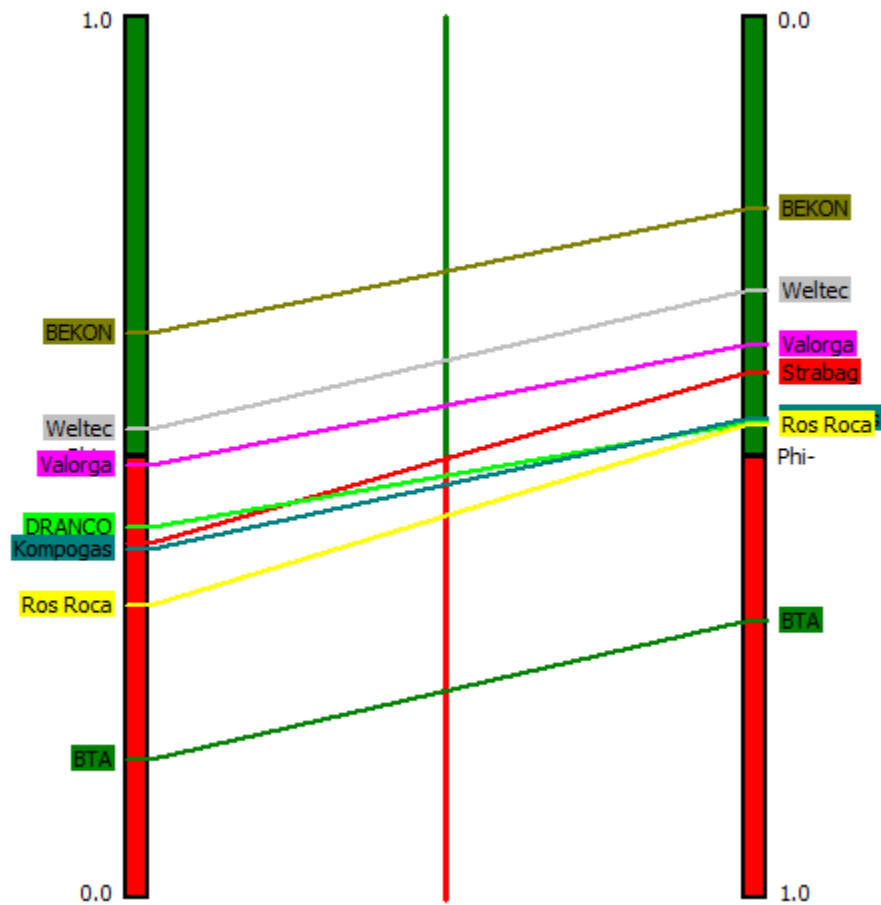


Figura 21. Ranking parcial PROMETHEE I del escenario 2.

En este gráfico (Figura 21) se muestran los flujos de preferencia Φ^+ (barra izquierda) y Φ^- (barra derecha). Nos muestra un orden parcial de las alternativas. De este modo el gráfico solo nos lleva a una conclusión: la alternativa mejor posicionada es BEKON y la peor posicionada es BTA. En cuanto al resto de las alternativas no se puede concluir nada aún pues al pasar de Φ^+ hacia Φ^- las

alternativas se cruzan (excepción a Weltec y Valorga, por muy poco) por lo que se consideran como incomparables.

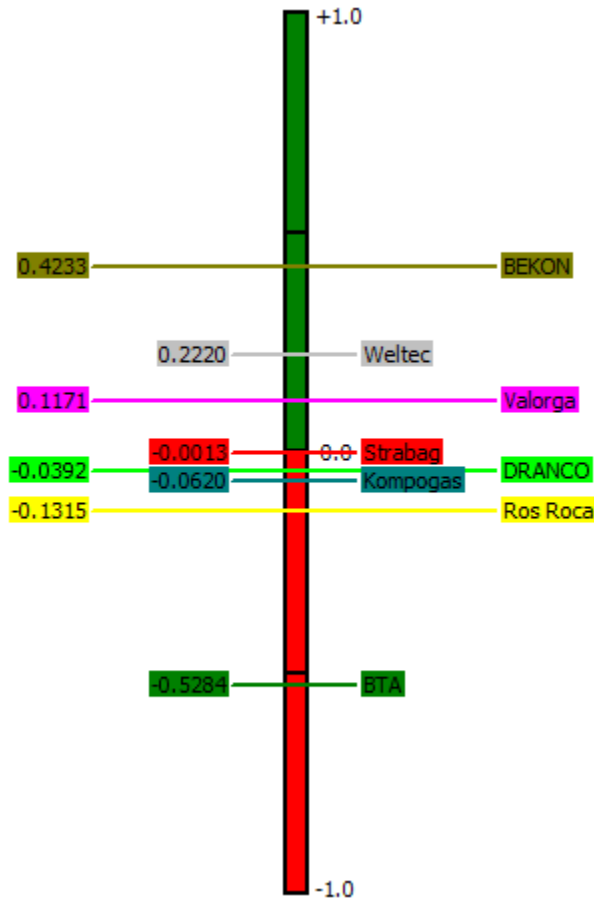


Figura 22. Ranking completo PROMETHEE II del escenario 2.

Este gráfico, Figura 22, muestra el flujo total de preferencia de las alternativas (el flujo neto $\Phi = \Phi^+ - \Phi^-$). De esta forma, se evita que las alternativas resulten incomparables, aunque se pierde cierta información al realizarse el balance de Φ . Se puede observar es la diferencia que hay entre una y otra, desde la mejor que es BEKON con un flujo neto de 0.4233, hasta la de menor ranking que es BTA con -0.5284. Resulta que el resto de las alternativas resultaron incomparables, puesto que sus flujos resultaron muy cercanos entre sí, pero ya se tiene un orden definido, en orden descendente: Weltec, Valorga, Strabag, DRANCO, Kompogas, y Ros Roca.

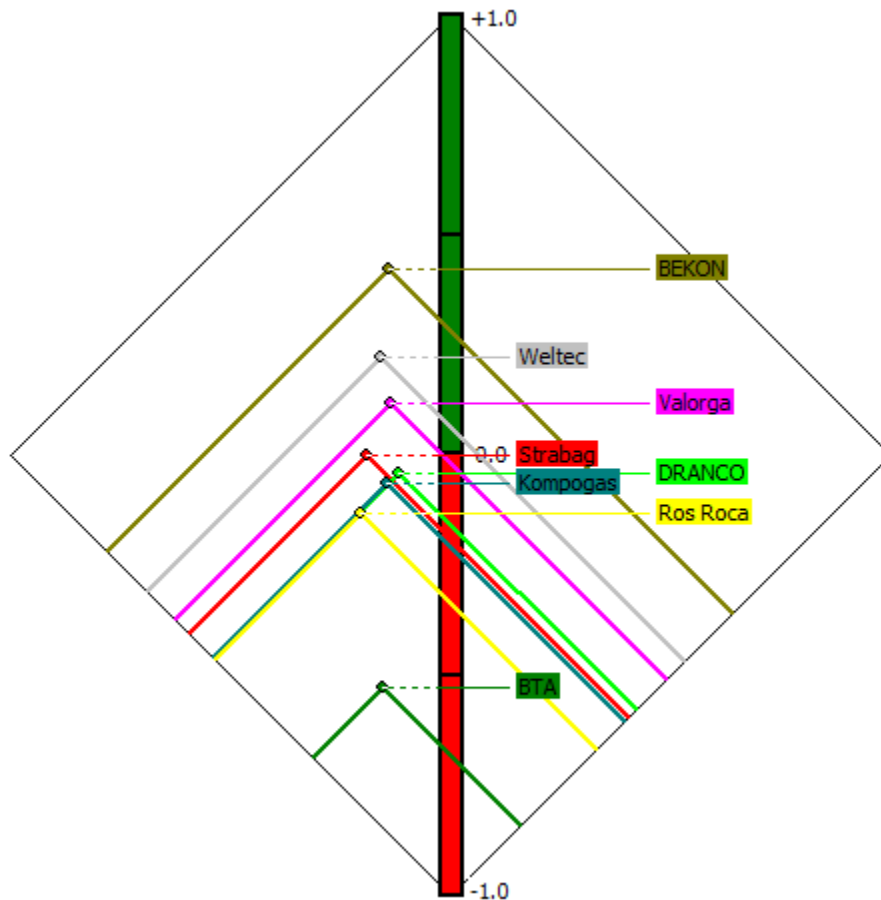


Figura 23. Diamante PROMETHEE del escenario 2.

Para poder comparar los rankings parcial y total (PROMETHEE I y PROMETHEE II) en un mismo gráfico, el software presenta un plano bidimensional en forma de diamante (Figura 23). En este gráfico se puede apreciar con mayor detalle cuales son las alternativas incomparables entre ellas, esto sucede cuando algún lado de los “conos” de cada alternativa se cruza con otro de diferente alternativa, estas son: Kompogas – Strabag, Strabag – DRANCO, y Ros Roca – DRANCO; al mismo tiempo se observa el ordenamiento total de las alternativas cuando se proyecta una línea punteada al eje principal, tal y como se presentó en PROMETHEE II.

Al comparar los rankings PROMETHEE II de los cuatro escenarios se observa lo siguiente:

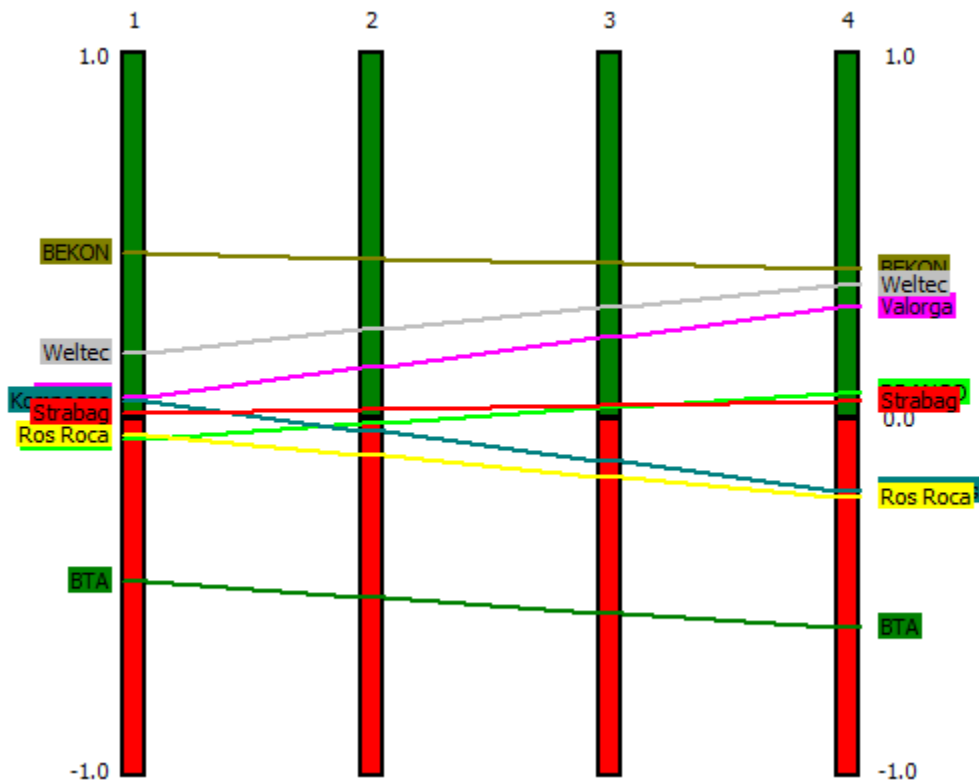


Figura 24. Rankings completos PROMETHEE II para los escenarios 1, 2, 3 y 4.

En la Figura 24 Se puede observar la tendencia que presenta cada tecnología al variar la ponderación de los aspectos técnicos y ambientales. Recordando que el escenario 1 los criterios técnicos abarcan un 80%, este porcentaje disminuye de 10 en 10 hasta llegar al escenario 4 en el que se plantea el mismo para ambos grupos de criterios (50%).

Continuando con la Figura 24, Se puede ver que BEKON disminuye su puntuación aunque se mantiene como la mejor hasta el escenario 4. De la misma manera, BTA también disminuye su calificación aunque de manera más notoria. Otras alternativas que también bajaron su puntuación fueron Ros Roca y Kompogas, esta última incluso paso de tener un flujo Φ positivo en el escenario 1 a uno negativo a partir del escenario 3. Por el contrario, el resto de las tecnologías (Weltec, Valorga, Strabag y Dranco) aumentaron su calificación tanto que todas obtuvieron un Φ positivo en todas, a partir del escenario 3. Por último podemos apreciar que las tecnologías con mejor calificación (BEKON, Weltec y Valorga)

fueron disminuyendo sus diferencias entre ellas por lo que se destacan como las más adecuadas.

Para tener una idea de la representación de cada tipo de tecnologías, es decir secas y húmedas, se procesaron los datos de los flujos Φ netos obtenidos para cada una de éstas (Tabla 31):

Tabla 31. Flujos parciales y totales para cada una de las alternativas evaluadas en el escenario 2.

Tecnologías	$\Phi+$	$\Phi-$	Φ
BEKON	0.6416	0.2184	0.4233
Weltec	0.5326	0.3106	0.2220
Valorga	0.4898	0.3727	0.1171
Strabag	0.4029	0.4041	-0.0013
DRANCO	0.4212	0.4604	-0.0392
Kompogas	0.3953	0.4572	-0.0620
Ros Roca	0.3327	0.4643	-0.1315
BTA	0.1577	0.6861	-0.5284

Para visualizar estos resultados se realizó un gráfico (Figura 25) en el cual se pueden apreciar las calificaciones que poseen cada una de las tecnologías. Lo que más resalta en este gráfico es la alternativa que obtuvo menor calificación (BTA), junto con las demás alternativas que también obtuvieron un Φ total negativo (Ros Roca, Kompogas, DRANCO, y Strabag), que resultaron ser incomparables en el ranking parcial.

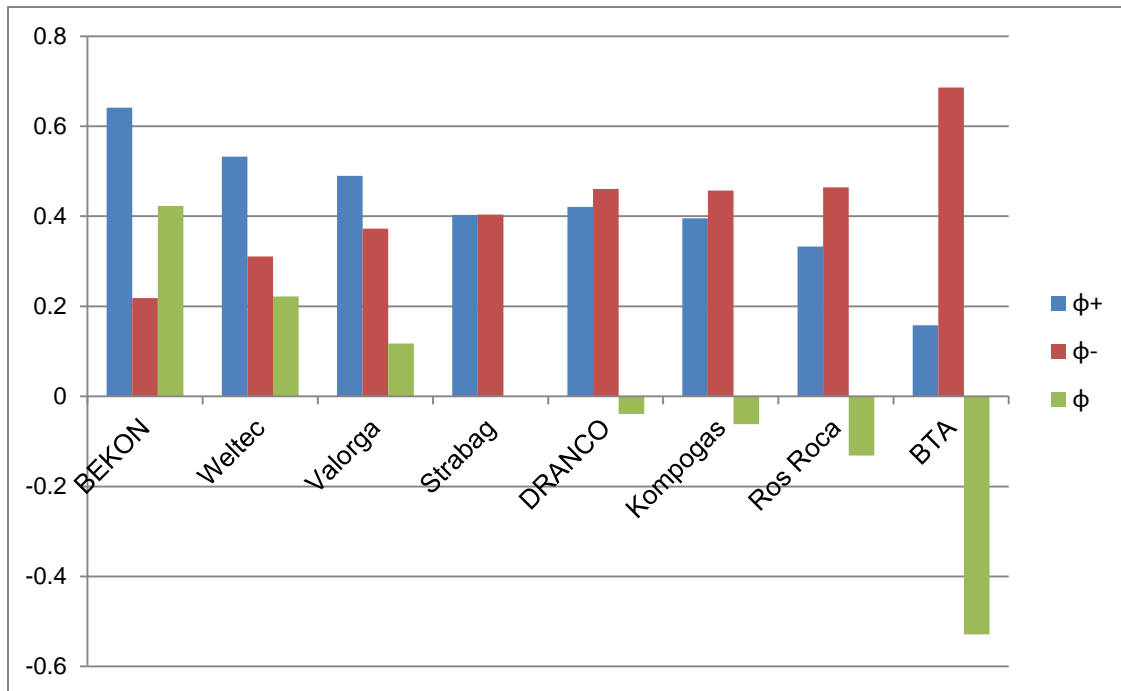


Figura 25. Flujos Φ totales y parciales para cada tecnología en el escenario 2.

Realizando un promedio para las tecnologías húmedas y para las secas (Tabla 32) se obtuvo lo siguiente:

Tabla 32. Promedio de los flujos Φ parciales y totales para las tecnologías secas y húmedas en el escenario 2.

Tecnologías	$\Phi+$	$\Phi -$	Φ
Promedio Secas	0.4870	0.3772	0.1098
Promedio Húmedas	0.3565	0.4663	-0.1098

De igual forma se realizó una gráfica para poder apreciar los resultados obtenidos en la Tabla 32. En este se aprecia claramente como las tecnologías secas obtienen un promedio en el flujo total positivo, mientras que las tecnologías húmedas no lograron obtener un flujo total positivo.

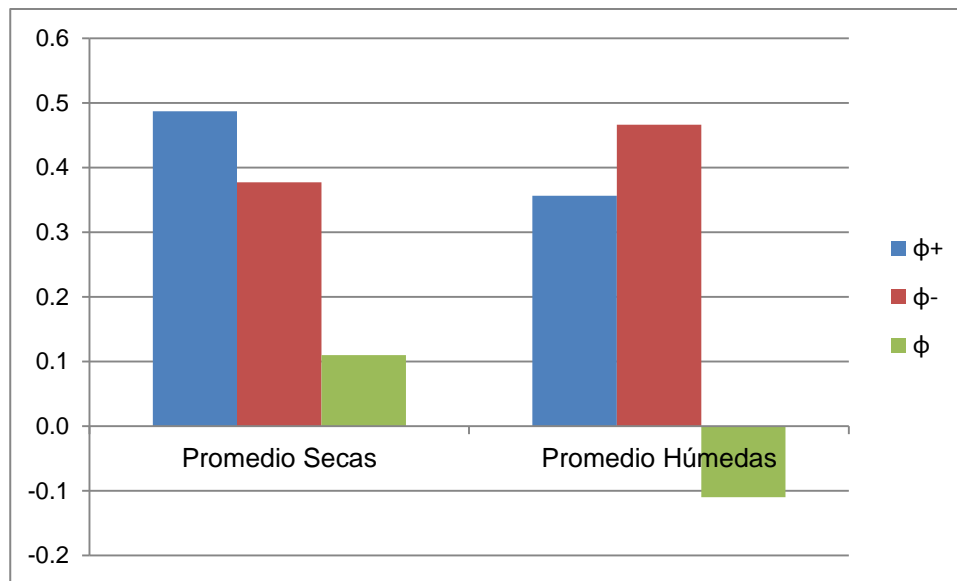


Figura 26. Promedio de los flujos Φ parciales y totales para las tecnologías secas y húmedas en el escenario 2.

Esta amplia diferencia que se aprecia entre cada conjunto de tecnologías se debe principalmente a la influencia del flujo total, tanto de BEKON como de BTA, puesto que ambas poseen valores de Φ muy separados de las demás. Una de las razones por las que ocurrió esto podría ser que no se tomaron en cuenta ciertos factores: en el caso de BEKON, los impactos que pueden causar la carga y descarga del biodigestor; en el caso de BTA, los impactos que puede causar una mayor recuperación de materiales reciclables debido a su pretratamiento tan específico. Estos factores podrían disminuir y aumentar respectivamente la calificación de estas tecnologías.

Por lo tanto, se realizó un análisis más para el mismo escenario 2, en esta ocasión dejando fuera éstas tecnologías con el objetivo de tener un panorama más objetivo en la comparación de las tecnologías húmedas contra secas.

Al dejar fuera de la evaluación a las tecnologías mencionadas anteriormente, los resultados que el software presentó no variaron significativamente para cada una de las restantes:

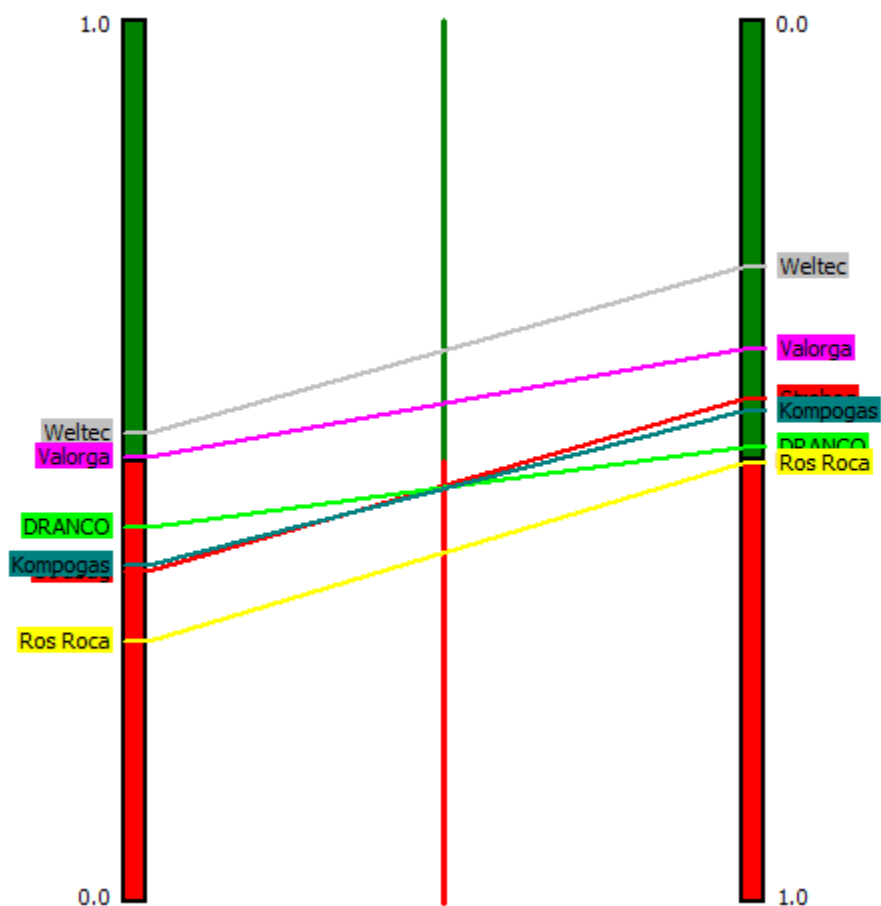


Figura 27. PROMETHEE I, Ranking parcial sin tomar en cuenta las tecnologías BEKON y BTA.

En la Figura 27 Se puede observar que esta vez, las tecnologías que resultaron incomparables entre sí solo fueron DRANCO, Strabag y Kompogas.

Por otra parte, en la Figura 28 se observa que el orden en que resultaron calificadas las tecnologías es el siguiente: Weltec, Valorga, Strabag, DRANCO, Kompogas y Ros Roca, de mayor a menor calificación.

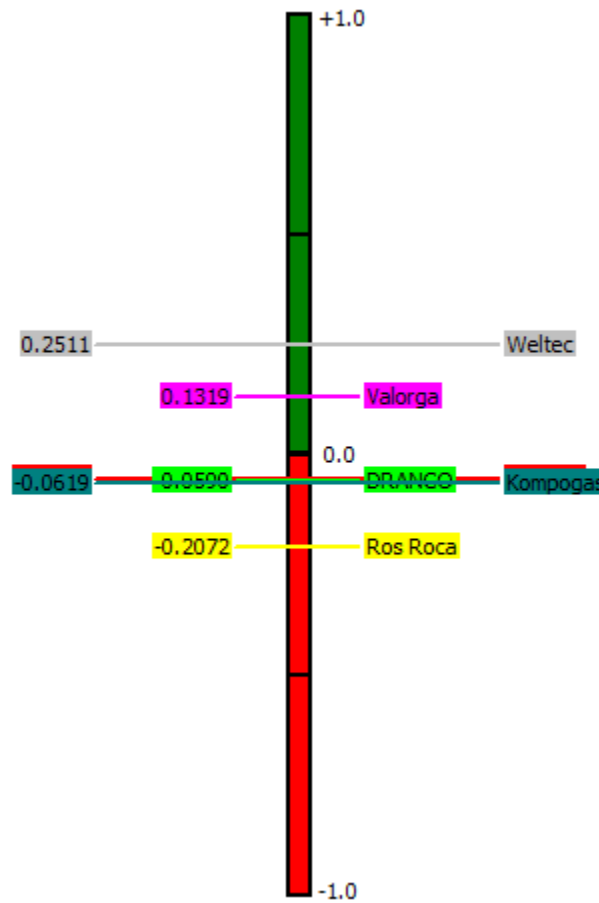


Figura 28. PROMETHEE II, ranking completo sin tomar en cuenta las tecnologías BEKON y BTA.

Con estos flujos Φ se calculó un promedio para las tecnologías secas y para las húmedas, obteniendo los siguientes resultados presentados en la Tabla 33:

Tabla 33. Promedio de flujos Φ para las tecnologías secas y húmedas sin tomar en cuenta a BEKON y BTA.

Tecnologías	$\Phi+$	$\Phi-$	Φ
Promedio Secas	0.4373	0.4337	0.0036
Promedio Húmedas	0.4006	0.4043	-0.0037

Graficando estos resultados (Figura 29) podemos apreciar que esta vez la diferencia de los flujos completos Φ no es tan amplia, aunque las tecnologías

húmedas se mantienen con un flujo Φ negativo y las secas continúan con un valor positivo, los valores de Φ son muy cercanos al cero.

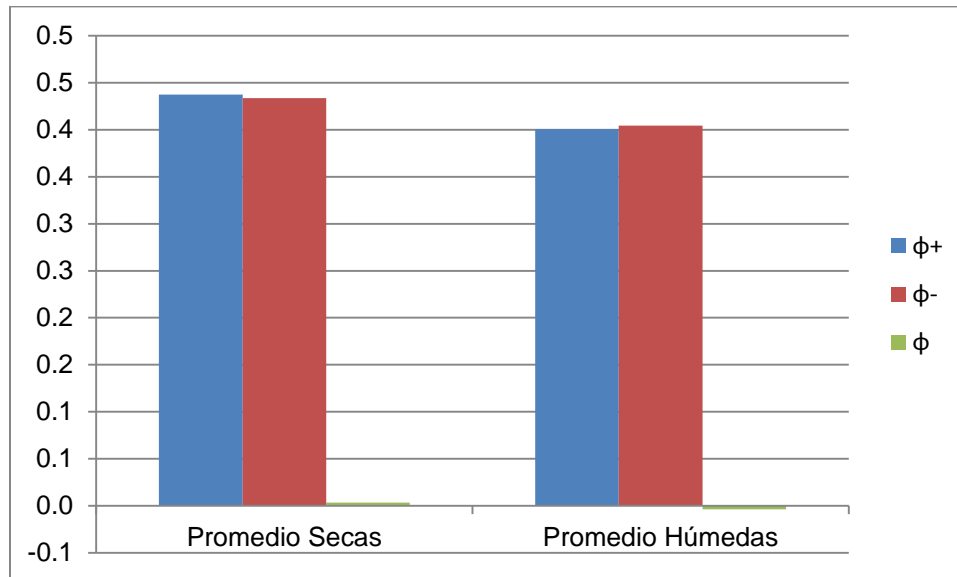


Figura 29. Promedio de flujos Φ para las tecnologías secas y húmedas sin tomar en cuenta a BEKON y BTA.

Con éste último análisis se logró observar que no existe una diferencia considerable entre los tipos de tecnologías (húmedas o secas) para los datos obtenidos y criterios tomados en cuenta en el presente trabajo. Como ya se mencionó anteriormente, sería necesario tomar en cuenta criterios ambientales tales como: la seguridad o riesgos de emisiones de metano en la carga y descarga del biodigestor, la cantidad de materiales reciclables recuperados en el pretratamiento, la cantidad de agua potable consumida en el proceso de pretratamiento y digestión.

7 CONCLUSIONES

La DA es un proceso de degradación que convierte el material orgánico complejo en compuestos más simples en la ausencia de oxígeno. El producto de este proceso es el biogás, que se compone de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Generalmente este proceso consiste de cuatro etapas con cuatro diferentes tipos de microorganismos: la hidrólisis (bacterias hidrolíticas), acidogénesis (acidógenos), acetogénesis (acetógenos), y metanogénesis (metanógenos).

En la industria, el proceso de la DA es la descomposición metanogénica de la materia orgánica llevada a cabo en reactores, llamados digestores o fermentadores, que pueden tener diferentes sistemas de agitación (mecánicos, hidráulicos o por flujo presurizado del biogás) y sistemas de aislamiento térmico.

El proceso microbiológico de la DA involucra arqueas metanogénicas, las cuáles son estrictamente anaerobias y son extremadamente sensibles a los cambios en alcalinidad, pH, y temperatura. A parte de estos factores, también se encuentran los nutrientes, la toxicidad, la composición del sustrato, la humedad, entre otros.

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6.0 ni subir de 8.0. El valor de pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás, sino que también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso de pH a valores inferiores de 6.0, es que el biogás generado resultaría muy pobre en CH_4 , y por lo tanto tendría menor potencial energético.

El proceso de DA puede operar condiciones mesofílicas o a condiciones termofílicas. La temperatura óptima de operación a condiciones mesofílicas se encuentra entre 35° y 37° C, mientras que el rango termofílico de operación se encuentra entre 50° y 60° C. Independientemente de éstas condiciones, la temperatura debe mantenerse constante una vez que se haya llegado al estado

estacionario; no debe variar $\pm 0.5^{\circ}$ C si se quiere obtener una producción constante de metano.

Por otra parte, la evaluación multicriterio realizada en este trabajo por medio del software Visual PROMETHEE, nos proporcionó una mayor visión sobre las características de las diferentes tecnologías de DA más relevantes en la actualidad para el tratamiento de la FORSU, puesto que se logró comparar, clasificar y calificar a éstas de una manera objetiva.

Existe una amplia diferencia entre la tecnología con mayor (BEKON) y con menor (BTA) calificación. Esta diferencia puede deberse a que BEKON se desempeña mejor que las demás en cuanto al contenido de metano en el biogás, el menor consumo de energía eléctrica, el mayor contenido de ST permitido, una operación muy sencilla del proceso, ya que no requiere pretratamiento, requiere menos costos de operación y mantenimiento. Por el contrario BTA resultó con la menor producción de biogás y metano, un pretratamiento complejo, mayores costos de operación y mantenimiento.

Sin embargo las tecnologías restantes se encuentran en un intervalo muy cercano, que inclusive llegan a ser incomparables unas a otras de acuerdo a la metodología PROMETHEE. Por lo tanto, de acuerdo con los flujos Φ resultantes, las tecnologías que pueden ser elegibles en este problema de decisión multicriterio son: BEKON, Weltec, y Valorga.

Por último, al comparar el promedio de los flujos Φ de las tecnologías húmedas contra las secas, se obtiene una mejor puntuación para éstas últimas y por el contrario, se obtiene una puntuación negativa para las húmedas. Esto se debe principalmente a que BEKON posee una puntuación muy alta, al contrario de BTA que es muy baja y negativa; por lo que se realizó un análisis sin tomar en cuenta estas tecnologías. Al realizar éstos cambios en la evaluación, la comparación entre las tecnologías húmedas y secas fue mucho más cerrada, con valores muy cercanos a cero, lo que indica que con estos valores no se puede determinar si son mejores las tecnologías húmedas o si son mejores las secas.

8 REFERENCIAS

- ADI, 2006. *Best Practice Municipal Waste Management*, s.l.: s.n.
- Arnáiz, C., Isac, L. & Lebrat, J., 2000. Tratamiento biológico de Aguas Residuales. *Revista Tecnología del Agua*.
- Atlas, R. M. & Bartha, R., 2006. *Ecología microbiana y Microbiología ambiental*. Madrid: Pearson.
- Axpo Kompogas Ltd., 2012. *Axpo Kompogas*. [En línea] <http://www.axpo-kompogas.ch> [Último acceso: 22 Octubre 2012].
- Batstone, D. & Jensen, P., 2011. Anaerobic Processes. *Treatise on Water Science*, Volumen 4, pp. 615-639.
- BEKON Energy Technologies, 2012. *BEKON*. [En línea] <http://www.bekon.eu> [Último acceso: Febrero 2013].
- Biotec, 2011. *Castelleone Plant Description Report*, Castelleone: Biotec.
- Bozano, P., 2009. *Practical experiences in the production of biogas and energy from wastes*, Génova: Biotec Sistemi.
- Braber, K., 1995. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste: A modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass and Bioenergy*, 19(1-5), pp. 365-376.
- Brans, J.-P. & Mareschal, B., 2004. *PROMETHEE Methods*, Bruselas: ULB.
- BTA International, 2010. *BTA International GmbH*. [En línea] <http://www.bta-international.de> [Último acceso: 12 Octubre 2012].
- California Integrated Waste Management Board, 2008. *Current Anaerobic Digestion Technologies used for Treatment of Municipal Solid Waste*, Sacramento: CEPA.
- Canul Chan, M., 2010. *Estudio de los parámetros de operación de un reactor anaerobio para la producción de hidrógeno a partir de residuos orgánicos*. Instituto Politécnico Nacional, Unidad Profesional Interdisciplinaria de biotecnología.
- Carrillo, L., 2004. *Energía de Biomasa*, s.l.: S.S Jujuy.
- Cavinato, C., 2011. *Anaerobic Digestion Fundamentals*, Venecia: Università Ca'Foscari Venezia.

- Chen, Y. & Cheng, J., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource technology*, p. *Bioresource Technology* 99 (2008) 4044–4064.
- Cortinas, C., 2010. *Responsabilidad Ciudadana Respecto de la Emisión de Gases de Efecto Invernadero Asociada al manejo de residuos*, Querétaro: s.n.
- Cruz, M. A. & Hermosilla, G., 2008. *Capítulo 3*. [En línea] http://microbiologiabasica.files.wordpress.com/2008/03/fisiologia_microbiana.pdf [Último acceso: 2013].
- De Baere, L., 2006. *The Dranco Technology. A Unique Digestion Technology for Organic Waste*, Bruselas: Organic Waste Systems.
- Department of Energy and Climate Change, 2011. *Anaerobic Digestion. Strategy and Action Plan*, Londres: s.n.
- Deublein & Steinhauser, 2011. *Biogas from Waste and Renewable Resources*, s.l.: Verlag GmbH: Wiley & Sons.
- Endar, S., 2009. *Anaerobic Digestion of Organic Solid Waste for Energy Production*. Alemania: KIT Scientific Publishing.
- Fernandez, R., 2010. *Optimización de la digestión anaerobia seca de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura*, España: s.n.
- Ferry, J. G., 2002. Methanogenesis Biochemistry. *Encyclopedia of Life Sciences*.
- FNR, 2010. *Guide to biogas*, Gülzow: FNR.
- Fülöp, J., 2005. *Introduction to Decision Making Methods*, Budapest: Hungarian Academy of Sciences.
- Gerardi, M. H., 2003. *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. New Jersey: Wiley Interscience.
- Gironés, X. & Madrid, D., 2008. *Comparación de dos métodos de Toma de Decisiones Multicriterio*, Barcelona: URV.
- Gómez, T. F., 2008. *Métodos secuenciales de pretratamiento químico de residuos agrícolas para la producción de metano*. s.l.: s.n.
- Gonsalves, L. M., 2009. *Anaerobic Co-Digestion of Organic Wastes*, Minho: Universidade do Minho.
- Harris, R., 2012. *VirtualSalt*. [En línea] <http://www.virtualsalt.com/crebook5.htm> [Último acceso: 27 Noviembre 2012].

- Hattingh, D. F. & Toerien, W., 1969. The Microbiology of Anaerobic Digestion. *Water Research Pergamon Press*, Volumen 3, pp. 385-416.
- IPCC, 2013. *Intergovernmental Panel on Climate Change*. [En línea] <http://www.ipcc.ch/> [Último acceso: 2013].
- IVP, 1999. Una revisión corta de aspectos microbiológicos y funcionales de las plantas de biogás para el tratamiento de residuos. *Gaveta Postal*, p. Volumen 6.
- Jones, W., Nagle, D. & Whitman, W., 1987. Methanogens and the Diversity of Archaeobacteria. *Microbiological Reviews*, 51(1), pp. 135-177.
- Kangas, A. & Kangas, J., 2001. Outranking Methods As Tool in Strategic Natural Resources Planning. *Silva Fennica*, pp. 215-227.
- Kast, F. & Rosenzweig, J., 1985. *Organization and Management: a Systems and Contingency Approach*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Keeney, R. & Raiffa, H., 1993. *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Trade-offs*. Nueva York: Cambridge University Press.
- Korz, D., 2010. *Anaerobic Digestion and Biogas Upgrading*, s.l.: Ros Roca SA.
- Lay, J. J., Li, Y. Y. & Noike, T., 1998. Interaction between Homoacetogens and Methanogens Lake Sediments. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 86(5), pp. 467-471.
- Li, C. & Fang, H., 2007. Fermentative Hydrogen Production From Wastewater and solid Wastes by Mixed Cultures. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(1), pp. 1-39.
- Linkov, I., Varghese, A. & Jamil, S., 2004. Multi-criteria Decision Analysis: A Framework for Structuring Remedial Decisions at Contaminated Sites. En: *Comparative Risk Assessment and Environmental Decision Making*. Kluwer: s.n., pp. 15-54.
- Lusk, P., 1998. *Methane Recovery from Animal Manures*, Washington DC: National Renewable Energy Laboratory.
- Lutz, P., 2012. *New BEKON Biogas Technology for Dry Fermentation in Batch Process*, Unterföhring: BEKON Energy Technologies GmbH & CO..
- Mata, Á., 2002. *Digestión anaeróbica de residuos sólidos urbanos*. Barcelona: Diputación Barcelona.

- Monnet, F., 2003. *An Introduction to Anerobic Digestion of Organic Wastes*, Glaswov: Remade Scotland.
- Naciones Unidas, 1998. *Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*, Kyoto: ONU.
- Oremland, R. S. & Taylor, B. F., 1977. Sulfate Reduction and Methanogenesis in Marine Sediments. *Biology and Living Resources*.
- Organic Waste Systems, 2013. *OWS Organic Waste Systems*. [En línea] <http://www.ows.be> [Último acceso: 16 Octubre 2012].
- Ostrem, K., 2004. *Greening Waste. Anaerobic Digestion treating the OFMSW*, Columbia: Earth Engineering Center.
- Palmowski, L. & Müller, J., 2000. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion.. *Water Science and Technology*, pp. 155-162.
- Partl, H., 2007. *KOMPOGAS Process Description and Costings*, Sydney: Hyder Consulting.
- Pérez, M. & Romero, L. I., 2007. Dry-thermophilic anaerobic digestion of OFMSW. Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, pp. 3195-3203.
- Poggio, 2007. *Diseño y construcción de dos digestores anaeróbicos en el altiplano andino peruano*. Perú: s.n.
- Rios-Insua, S., Mateos, A. & Jiménez, A., 2002. *La Teoría de la Utilidad para modelos de Preferencias en Desición Multiatributo*, Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Rivas, C. & Mota, M., 2008. *Bacterias Anaerobias*, Montevideo: Universidad de la República Oriental de Uruguay.
- Rodríguez, J., 2003. *Tratamiento anaerobio de aguas residuales*, s.l.: Universidad del Valle.
- Ros Roca SA, 2013. *Ros Roca environment*. [En línea] <http://www.rosroca.com> [Último acceso: 22 Octubre 2012].
- Schieder, D. & Schneider, R., 2000. Thermal Hydrolysis (TDH) as a pretreatment method for the digestion of organic waste.. *Water and Science Technology*, pp. 181-187.
- Schnürer, A. & Jarvis, A., 2009. *Microbiological Handbook for Biogas Plants*, Malmö: Svenskt Gastekniskt Centre AB.

- SEMARNAT, 2008. *Informe de la situación del medio ambiente en México*, México D.F.: SEMARNAT.
- SEMARNAT, 2008. *Programa Nacional para la Prevención Integral y Gestión Integral de los Residuos*, México D.F.: Subsecretaría de Normatividad, Fomento Ambiental, Urbano y Turístico.
- SEMARNAT, 2012. *SNIARN*. [En línea] <http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Pages/sniarn.aspx> [Último acceso: 2012].
- Strabag Umweltanlagen GmbH, 2011. *Strabag Umweltanlagen*. [En línea] Available at: <http://www.strabag-umweltanlagen.com> [Último acceso: 23 Octubre 2012].
- Suwannopadol, S., Ho, G. & Cord-Ruwisch, R., 2011. Rapid start-up of the thermophilic anaerobic digestion with the turf fraction of MSW as inoculum. *Bioresource Technology*, pp. 7762-7767.
- Tsilemou, K., 2006. Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. *Waste Management Research*, pp. 310-322.
- Urra Hernández, J., Ruiz, J. & Lesty, I., 2002. Desestabilización de la digestión anaerobia de lodos al incorporar cloruro férrico al proceso. *Pontificia Universidad Católica de Valparaíso*.
- Valorga International SAS., 2007. *Valorga International*. [En línea] Available at: <http://www.valorgainternational.fr> [Último acceso: 15 Octubre 2012].
- Varela, G., 2002. *Fisiología y metabolismo bacteriano*. [En línea] Available at: <http://www.higiene.edu.uy/cefa/Libro2002/Cap%2011.pdf> [Último acceso: Febrero 2013].
- Varnero, T., 2011. *Manual de Biogás*, Santiago: FAO.
- Weltec Biopower GmbH, 2012. *Weltec Biopower*. [En línea] <http://www.weltec-biopower.com/> [Último acceso: 06 noviembre 2012].
- Weltec Biopower, 2008. [En línea] <http://www.miea.org/docs/Municipal%20Biogas%20Presentation.pdf> [Último acceso: 19 04 2013].
- Weltec Biopower, 2013. [En línea] <http://www.weltec-biopower.es/Control-de-la-planta.766.0.html> [Último acceso: 19 04 2013].

- Wilkie, A. C., 2008. *Biomethane from Biomass, Biowaste, and Biofuels*, Washington DC: J. Wall.

