



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

**“ANÁLISIS ENERGÉTICO, AMBIENTAL Y ECONÓMICO DE LOS
PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS
URBANOS A ENERGÍA ELÉCTRICA”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO ELÉCTRICO ELECTRÓNICO

PRESENTA:

MARTHA ELIZABETH FLORES BECERRIL

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. ALEJANDRA CASTRO GONZÁLEZ



MÉXICO, D.F. CIUDAD UNIVERSITARIA 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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:

VOCAL:

SECRETARIO:

1er. SUPLENTE:

2do. SUPLENTE:

SITIO DONDE SE REALIZÓ LA TESIS:

Posgrado de la Facultad de Ingeniería. Ciudad Universitaria. Universidad Nacional Autónoma de México. Esta tesis es un fundamento teórico en el desarrollo del proyecto PAPIME 100810: "Prototipos de Sistemas de Bioenergía y Biocombustibles". La tesis será de utilidad a la formación de recursos humanos de las generaciones futuras de la Facultad de Ingeniería, ya que gracias a este programa se cumple con el apoyo otorgado.

ASESORA DEL TEMA:

Dra. Alejandra Castro González

SUSTENTANTE:

Martha Elizabeth Flores Becerril

AGRADECIMIENTOS

Le doy gracias a Dios, por todas las bendiciones que he recibido

Le doy gracias a mis padres, por todos los consejos, valores, cariño y amor que me han dado a lo largo de toda mi vida. Y darme todo el apoyo, para poder culminar una carrera universitaria

Le doy gracias a mi abue Anita[†], por todos los valores que me enseñó y todo el amor que me brindó

Le doy gracias a mi hermano Esteban, por su cariño, amor y apoyo en todo momento

Le doy gracias a mis tías Margarita y Ma. Luisa, por su cariño y consejos

Le doy gracias a mis amigos Juan Antonio y Roberto, por estar conmigo siempre, por sus consejos, apoyo y por su gran cariño

Le doy gracias a mis amigos Toño, Ro y Edgar, por su invaluable amistad

Le doy gracias a mi amigo Manuel, por su cariño, amistad y gran ayuda

Le doy gracias a todos mis profesores, por compartir su conocimiento

Le doy gracias a la Doctora Alejandra Castro González, por haberme brindado su tiempo y apoyo en la elaboración de esta tesis

Le doy gracias al jurado, por su participación en la evaluación de este trabajo

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS.....	i
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ii
GLOSARIO.....	iv
ÍNDICE DE COMPUESTOS.....	vi
ÍNDICE DE UNIDADES.....	vii
RESUMEN.....	viii
INTRODUCCIÓN.....	ix
OBJETIVO GENERAL.....	x

CAPÍTULO 1 GENERALIDADES

1.1 Cambio climático.....	1
1.1.1 Evolución de la temperatura terrestre.....	5
1.1.1.1 Los últimos 1,000 años.....	5
1.1.1.2 Los últimos 18,000 años.....	5
1.1.1.3 Los últimos 100 millones de años.....	6
1.1.2 Efecto invernadero.....	7
1.1.3 Gases de efecto invernadero.....	8
1.1.3.1 Bióxido de carbono.....	10
1.1.3.2 Metano.....	13
1.1.3.3 Óxido nitroso.....	15
1.1.3.4 Halocarbonos y compuestos relacionados.....	16
1.1.3.5 Hexafluoruro de azufre.....	17
1.2 Biomasa.....	19

CAPÍTULO 2 ANÁLISIS TÉCNICO

2.1 Procesos de conversión de la biomasa a energía eléctrica.....	23
2.1.1 Procesos termoquímicos.....	23
2.1.1.1 Combustión.....	24
2.1.1.2 Gasificación.....	27
2.1.1.2.1 Gasificador de flujo ascendente.....	28
2.1.1.2.2 Gasificador de flujo descendente.....	28
2.1.1.2.3 Gasificador de flujo transversal.....	29
2.1.1.2.4 Gasificador de lecho fluidizado.....	30
2.1.1.3 Pirólisis.....	32
2.1.2 Proceso bioquímico.....	34
2.1.2.1 Digestión.....	34
2.2 Manejo, tratamiento y disposición de residuos sólidos municipales.....	38
2.2.1 La jerarquía del manejo de los residuos sólidos municipales.....	40
2.2.1.1 Reciclaje.....	40
2.2.1.2 Tratamiento biológico.....	42
2.2.1.3 Tratamiento termoquímico.....	43
2.2.2 Vertedero controlado.....	44
2.2.2.1 Vertedero controlado tradicional.....	44
2.2.2.2 Vertedero de basura compactada.....	45

2.2.2.3	Vertedero de basura previamente triturada.....	45
2.2.3	Relleno sanitario.....	45
2.2.3.1	Alargamiento de la vida útil del relleno sanitario.....	46
2.2.3.2	Pulverización.....	47
2.2.3.3	Empaque.....	49
2.2.4	Descomposición de la basura.....	50
2.3	Conclusiones.....	55

CAPÍTULO 3 ANÁLISIS AMBIENTAL

3.1	Principales contaminantes.....	56
3.1.1	Sostenibilidad.....	56
3.1.2	Análisis del ciclo de vida.....	58
3.2	Contaminantes en el proceso de combustión.....	59
3.3	Contaminantes en el proceso de gasificación.....	60
3.4	Contaminantes en el proceso de pirólisis.....	61
3.4.1	Contaminantes generados en el transporte de la biomasa al proceso pirolítico... 62	
3.4.2	Contaminantes en la generación de energía eléctrica a partir de aceite pirolítico 63	
3.4.2.1	Planta autosuficiente a partir de aceite pirolítico.....	64
3.4.2.2	Planta tipo TGCC con recuperación de calor.....	65
3.4.2.3	Generador diésel estacionario.....	66
3.4.2.4	Aceite pirolítico sustituyendo al carbón.....	66
3.4.2.5	Aceite pirolítico sustituyendo al gas natural.....	66
3.4.2.6	Aceite pirolítico sustituyendo al combustóleo.....	67
3.4.3	Análisis de sensibilidad sustituyendo combustibles fósiles con aceite.....	68
3.4.4	Ventajas de la pirólisis.....	70
3.5	Contaminantes en el proceso de digestión	70
3.5.1	Categoría de impacto.....	71
3.5.2	Métodos de uso del biogás.....	72
3.5.3	Beneficios del biogás.....	73
3.5.3.1	Beneficios humanos.....	73
3.5.3.1.1	Salud.....	73
3.5.3.1.2	Higiene.....	73
3.5.3.1.3	Ventajas de ahorro en amas de casa.....	73
3.5.3.1.4	Educación.....	74
3.5.3.1.5	Generación de empleo.....	74
3.5.3.2	Ventajas económicas y ambientales.....	74
3.5.3.2.1	Reducción de los residuos.....	74
3.5.3.2.2	Reducción del estiércol de animales.....	74
3.5.3.2.3	Reducción de la utilización del keroseno.....	74
3.5.3.2.4	Reducción del uso de fertilizantes químicos.....	74
3.5.3.2.5	Reducción del consumo de leña.....	75
3.6	Conclusiones.....	75

CAPÍTULO 4 ANÁLISIS ECONÓMICO

4.1	Análisis económico en el proceso de combustión.....	77
4.1.1	Mejoras en la incineración de la biomasa.....	77
4.1.2	Incineración de R.S.M.....	77

4.2	Análisis económico en el proceso de gasificación.....	78
4.3	Análisis económico en el proceso de pirólisis.....	78
4.4	Análisis económico en el proceso de digestión.....	79
4.5	Conclusiones	81

CAPÍTULO 5 PROYECCIONES

5.1	Perspectivas actuales nacionales.....	83
5.1.1	Potencial de bioenergía en México.....	83
5.1.2	Digestores en México y el metano.....	83
5.1.3	Capacidad eléctrica a partir de la biomasa.....	85
5.1.4	Biogás de rellenos sanitarios.....	86
5.2	Perspectivas a futuro nacionales.....	88
5.3	Perspectivas actuales internacionales.....	90
5.3.1	Demanda de uso de residuos.....	90
5.3.2	Tecnologías de conversión termoquímicas.....	90
5.3.2.1	Combustión.....	91
5.3.2.2	Tratamiento de basura en hornos de incineración.....	91
5.3.2.3	Combustión dual.....	93
5.3.2.4	Gasificación.....	93
5.3.3	Tratamiento en rellenos sanitarios.....	94
5.4	El caso de Estados Unidos.....	94
5.4.1	Energía proveniente de la basura.....	94
5.4.2	Energía industrial de la biomasa.....	95
5.4.3	Combustión dual de biomasa y carbón.....	95
5.4.4	Gasificación.....	95
5.5	Perspectivas a futuro internacionales en el tratamiento de la basura.....	96

CAPÍTULO 6 ESTUDIOS DE CASO

6.1	Basura del Distrito Federal.....	97
6.1.1	Manejo de los residuos en el Distrito Federal.....	98
6.1.2	Recolección pública de los residuos sólidos.....	98
6.1.3	Estaciones de transferencia.....	98
6.1.4	Plantas de selección.....	98
6.1.5	Plantas de compostaje.....	98
6.1.6	Relleno sanitario.....	98
6.2	Gas natural.....	99
6.2.1	Generación eléctrica en México a partir de gas natural	101
6.2.2	Consumo del gas natural a futuro en México.....	102
6.2.3	Exploración y producción.....	103
6.2.4	Tuberías y almacenamiento del gas.....	103
6.2.5	El mercado mundial de gas natural.....	103
6.3	Electricidad.....	104
6.3.1	Consumo de combustibles y fuentes primarias para la generación eléctrica.....	105
6.3.2	Pronósticos de la capacidad y generación de energía eléctrica mundial.....	107
6.3.3	Tendencia mundial en la utilización de combustibles para generación eléctrica... ..	108

CAPÍTULO 7 CONCLUSIONES.....	110
-------------------------------------	------------

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113
--	------------

ANEXOS

ANEXO A. OTROS PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN DE LA BIOMASA

A.1 Fermentación.....	119
A.1.1 Análisis técnico.....	119
A.1.2 Análisis ambiental en el proceso de fermentación	121
A.1.3 Análisis económico en el proceso de fermentación.....	129
A.2 Compostaje.....	126
A.2.1 Análisis técnico.....	126
A.2.1.1 Propiedades del compost.....	126
A.2.1.2 Factores que condicionan el proceso de compost.....	127
A.2.1.3 El proceso de compostaje.....	127
A.2.2 Análisis ambiental en el proceso de compostaje.....	129
A.2.3 Análisis económico.....	129
A.3 Bioenergéticos.....	139
A.3.1 Bioenergía.....	139
A.3.2 Cultivos energéticos.....	139
A.3.3 Abastecimiento y demanda de la biomasa.....	139
A.3.4 Abastecimiento y demanda de la biomasa por región.....	140
A.4 Los biocombustibles.....	141

ANEXO B. GAS LICUADO DE PETRÓLEO

B.1 Gas licuado de petróleo (LP).....	144
B.1.1 Obtención del gas LP.....	144
B.1.1.1 Del gas.....	144
B.1.1.2 Del petróleo.....	144
B.1.2 Consumo en México.....	145
B.1.3 Consumo a futuro en México	146
B.1.4 Consumo internacional de gas LP.....	146
B.1.4.1 Norteamérica.....	146
B.1.4.2 Asia y Oceanía	147
B.1.4.3 Europa	147
B.1.4.4 Medio Oriente.....	148
B.1.4.5 Latinoamérica	148
B.1.4.6 África	148
B.1.5 Escenario a futuro internacional de gas LP.....	148

REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA DE LOS ANEXOS.....	150
--	------------

JURADO ASIGNADO

PRESIDENTE: ING. FRANCISCO MIGUEL PÉREZ RAMÍREZ

VOCAL: DRA. ALEJANDRA CASTRO GONZÁLEZ

SECRETARIO: ING. ALEJANDRO SOSA FUENTES

1er. SUPLENTE: DR. ARTURO GUILLERMO REINKING CEJUDO

2do. SUPLENTE: ING. MARGARITA BAUTISTA GONZÁLEZ

SITIO DONDE SE REALIZÓ LA TESIS:

Posgrado de la Facultad de Ingeniería. Ciudad Universitaria. Universidad Nacional Autónoma de México. Esta tesis es un fundamento teórico en el desarrollo del proyecto PAPIME 100810: "Prototipos de Sistemas de Bioenergía y Biocombustibles". La tesis será de utilidad a la formación de recursos humanos de las generaciones futuras de la Facultad de Ingeniería, ya que gracias a este programa se cumple con el apoyo otorgado.

ASESORA DEL TEMA:

Dra. Alejandra Castro González

SUSTENTANTE:

Martha Elizabeth Flores Becerril

ÍNDICE DE TABLAS

Página

Tabla 1.1	Potenciales de calentamiento global para diversos horizontes de tiempo	9
Tabla 1.2	Opciones tecnológicas para el aprovechamiento de la biomasa	20
Tabla 1.3	Población que depende de la biomasa para alimentación y calefacción de hogares	21
Tabla 1.4	Capacidad y producción de energía a partir de biomasa y residuos en 2009	21
Tabla 1.5	Producción de energía primaria en México por la biomasa	22
Tabla 2.1	Composición de algunas fuentes combustibles de la biomasa	26
Tabla 2.2	Composición típica del gas de síntesis	27
Tabla 2.3	Capacidad de salida típica para diversos diseños de gasificadores	31
Tabla 2.4	Gasificación comparada con la combustión del carbón	31
Tabla 2.5	Productos obtenidos en las diferentes modalidades de pirólisis	33
Tabla 2.6	Poder calorífico de los diversos productos resultantes en la pirólisis	34
Tabla 2.7	Diversos sistemas de digestores	37
Tabla 2.8	Características de varios tipos de estiércol y eficiencia en la degradación anaerobia a gas metano	37
Tabla 2.9	Características de las plantas de compost	43
Tabla 3.1	Comparativo del análisis de ciclo de vida de las emisiones de CO ₂ en diversas técnicas de producción de electricidad	59
Tabla 3.2	Comparativo de análisis de ciclo de vida de emisiones con sistemas convencionales de generación eléctrica con fuentes de energía renovables	59
Tabla 3.3	Perspectiva de análisis del CO ₂ en los sistemas que usan biomasa	61
Tabla 3.4	Distancias de transporte de la biomasa a los sistemas de generación eléctrica	62
Tabla 3.5	Emisiones de GEI de la producción de aceite pirolítico provenientes de 4 diferentes tipos materia prima de la biomasa	64
Tabla 3.6	Distancias de transporte de la biomasa para diversos valores de f	64
Tabla 3.7	Emisiones de GEI provenientes de planta autosuficiente en la producción de aceite pirolítico	65
Tabla 3.8	Evaluación del proceso de digestión	71
Tabla 3.9	Mejor uso del biogás según su impacto ambiental	72
Tabla 3.10	Comparativo de tecnologías en su generación de contaminantes	76
Tabla 4.1	Resultados comparativos de las tecnologías en sus costos de generación eléctrica	81
Tabla 5.1	Potencial de los recursos usados para la bioenergía en México	83
Tabla 5.2	Capacidad instalada en los países de la OCDE 2005-2008 a partir de biomasa y desechos	86
Tabla 5.3	Capacidad eléctrica autorizada para cogeneración y autoabastecimiento en 2010	87
Tabla 5.4	Generación, consumo de combustibles y opciones tecnológicas para los proyectos de centrales clasificadas como nueva generación limpia, 2021-2025	89
Tabla 5.5	Energía mundial total generada en 2008 por algunas fuentes de biomasa	90
Tabla 5.6	Plantas de gasificación alimentadas por carbón y biomasa con electricidad como producto obtenido principal	94
Tabla 5.7	Generación neta de electricidad proveniente de recursos renovables por fuente	95
Tabla 5.8	Plantas gasificadoras que producen energía eléctrica	96
Tabla 6.1	Reservas de gas natural en el periodo 2009-2011	100
Tabla 6.2	Composición del gas natural	100
Tabla 6.3	Proyección del consumo de combustibles fósiles para la generación eléctrica hacia el año 2025	102
Tabla 7.1	Comparativo de diversos poderes caloríficos de los productos obtenidos de la gasificación y pirólisis con diversos tipos de combustibles	112

ÍNDICE DE FIGURAS

Página

Figura 1.1	Excentricidad de la órbita terrestre	2
Figura 1.2	Oblicuidad terrestre	2
Figura 1.3	Precesión de la Tierra	3
Figura 1.4	Energía absorbida por la superficie terrestre	3
Figura 1.5	Energía re-emitida por la superficie terrestre	4
Figura 1.6	Variaciones de la temperatura superficial en los últimos 1,000 años	5
Figura 1.7	Variaciones de la temperatura superficial en los últimos 8,000 años	6
Figura 1.8	Reconstrucción de la temperatura global de los últimos 100 millones de años	6
Figura 1.9	Perfiles verticales de concentración de vapor de agua y CO ₂	8
Figura 1.10	Concentraciones recientes de bióxido de CO ₂	10
Figura 1.11	Reconstrucción de la evolución del CO ₂ atmosférico a partir de la era industrial	11
Figura 1.12	Emisión y porcentajes de CO ₂ de algunos países en 2004	12
Figura 1.13	Emisión per cápita de CO ₂ en algunos países en 2005	12
Figura 1.14	Comparativo de fuentes y su contribución a la generación de dióxido de carbono entre México y el mundo	13
Figura 1.15	Fuentes naturales de metano	13
Figura 1.16	Fuentes antropogénicas de metano	14
Figura 1.17	Evolución de la concentración anual promedio del metano	14
Figura 1.18	Fuentes antropogénicas de emisiones de N ₂ O	15
Figura 1.19	Concentración global de algunas SAO	16
Figura 1.20	Concentraciones atmosféricas de algunos halocarbonos	16
Figura 1.21	Concentraciones del ozono estratosférico	18
Figura 1.22	Generación mundial de electricidad a partir de biomasa	21
Figura 2.1	Posibles caminos para la conversión de biomasa en energía	23
Figura 2.2	Procesos de conversión de la biomasa y productos obtenidos	23
Figura 2.3	Esquema de una planta de combustión	24
Figura 2.4	Esquema de una planta de gasificación	27
Figura 2.5	Esquema del reactor de flujo ascendente	28
Figura 2.6	Gasificador de corriente descendente o de tiro invertido	29
Figura 2.7	Esquema del reactor de lecho fluidizado	30
Figura 2.8	Capacidad mundial de generación eléctrica por gasificación en plantas GICC	32
Figura 2.9	Proyección hacia el 2015 en gasificación	32
Figura 2.10	Esquema de una planta de pirólisis	33
Figura 2.11	Pasos del proceso de digestión anaerobia	35
Figura 2.12	Diseño de control en digestor tipo intermitente y digestor tipo continuo	36
Figura 2.13	Diseño de control en digestor tipo flujo tapón y digestor tipo filtro anaerobio	36
Figura 2.14	Composición de los residuos sólidos	38
Figura 2.15	Generación de residuos sólidos municipales	39
Figura 2.16	Generación de residuos sólidos municipales por tipo de localidad	39
Figura 2.17	Manejo integral y sostenible de los RSM	40
Figura 2.18	Reciclaje de Residuos sólidos municipales por composición	41
Figura 2.19	Diferentes modalidades de rellenos sanitarios	46
Figura 2.20	Densificador de basura por trituración	47
Figura 2.21	Esquema de una formadora de pacas	49
Figura 3.1	Esquema de evaluación del ciclo de vida	58
Figura 3.2	Emisiones de gases GEI del transporte de biomasa para diferentes valores de f	64
Figura 3.3	Análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI para la generación eléctrica por el sistema TGCC	65

Figura 3.4	Análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI para el sistema con generador estacionario diésel	66
Figura 3.5	Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI de la combustión del aceite pirolítico en sustitución del carbón	67
Figura 3.6	Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI de la combustión del aceite pirolítico en una planta alimentada por gas natural	67
Figura 3.7	Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI en la combustión del aceite pirolítico en una planta de combustóleo	68
Figura 3.8	Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI en la combustión del aceite pirolítico en sustitución del carbón a diferentes distancias	69
Figura 3.9	Análisis de ciclo de vida de la combustión directa de la biomasa	69
Figura 3.10	Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI en la generación de electricidad por combustión directa de la biomasa y del aceite pirolítico	70
Figura 3.11	Diagrama de barras de los resultados comparativos de las tecnologías en la generación de contaminantes	76
Figura 4.1	Diagrama de barras de los resultados comparativos de las tecnologías en sus costos de generación eléctrica	82
Figura 5.1	Disposición final de los residuos sólidos urbanos 1997-2008	87
Figura 5.2	Capacidad autorizada para cogeneración y autoabastecimiento utilizando energía renovable al 2010	87
Figura 5.3	Adiciones de capacidad bruta al año 2025	88
Figura 5.4	Relación entre costos de inversión y la capacidad de salida total de capacidad de producir calor y electricidad en las calderas y lechos fluidizados	91
Figura 6.1	Población total en el Distrito Federal en 2010	97
Figura 6.2	Manejo de residuos sólidos en el Distrito Federal	97
Figura 6.3	Ubicación de las estaciones de transferencia y plantas de selección del D.F	98
Figura 6.4	Generación bruta en el servicio público por tipo de energético, 1999-2009	101
Figura 6.5	Participación por combustible fósil en la canasta para la generación eléctrica al año 2025	102
Figura 6.6	Demanda de gas natural por región 2007-20230	104
Figura 6.7	Prospectiva de la demanda mundial del gas natural por sector al año 2030	104
Figura 6.8	Consumo mundial de combustibles y utilización de fuentes primarias para generación de electricidad en, 1980-2008	106
Figura 6.9	Fuentes primarias y combustibles para generación de electricidad en países seleccionados, 2008	106
Figura 6.10	Capacidad mundial de generación de energía eléctrica por región en 2007-2025	107

GLOSARIO

AA	Acidificación del Aire
ACV	Análisis de Ciclo de Vida
PA	Potencial de acidificación
BJ	Basura de Jardines y Patios
CC	Compostaje casero
CD1	Combustión Directa caso 1
CD2	Combustión Directa caso 2
CDB	Combustible Derivado de Basura
CRE	Certificado de Reducción de Emisiones
CFE	Comisión Federal de Electricidad
CI	Compostaje Industrial
CI1	Compostaje Industrial 1
CI2	Compostaje Industrial 2
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
COVNM	Compuestos Orgánicos Volátiles Diferentes al metano
CRE	Comisión Reguladora de Energía
DE	Desechos a Energía
DEA	Demanda de Energía Acumulativa
DOE	Department Of Energy
DOF	Diario Oficial de la Federación
DVM	Desechos Verdes Municipales
ECC	Electricidad y Calor Combinados
EIA	Energy International Association
FODSM	Fracción Orgánica de Desechos Sólidos Municipales
GBCC	Gasificación de Biomasa y Ciclo Combinado
GCC	Gasificación y Ciclo Combinado
GCCC	Gasificación del Carbón y Ciclo Combinado
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GLP	Gas Licuado de Petróleo
GNC	Gas Natural Comprimido
GNL	Gas Natural Licuado
GTC	Gasification Technology Council
IEA	International Energy Agency
MDL	Mecanismo del Desarrollo Limpio del Protocolo de Kyoto
NGL	Nueva Generación Limpia
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
PAA	Potencial de Agotamiento Abiótico
PACO	Potencial de Agotamiento de la Capa de Ozono
PCG	Potencial de Calentamiento Global
PE	Potencial de Eutroficación
PEI	Productores de Energía Independientes
PEMEX	Petróleos Mexicanos
Pmm	Partes por Mil Millones
POF	Potencial de Oxidación Fotoquímica
Ppm	Partes por Millón
Ppmv	Partes por Millón en Volumen
REN21	Renewable Energy policy Network for the 21 st Century
RSM	Residuos Sólidos Municipales

RSU	Residuo Sólidos Urbano
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SAO	Sustancias que Agotan la Capa de Ozono
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
SENER	Secretaría de Energía
WCDE	World Commission on Environment and Development

ÍNDICE DE COMPUESTOS

Al_2O_3	Óxido de aluminio (alúmina)
Ar	Argón
C_2H_4	Etileno
$\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$	Etanol
CaO	Óxido de calcio
CF_4	Tetraflúorometano
CH_3OH	Metanol
CO	Monóxido de carbono
CO_2	Bióxido de carbono
COS	Oxisulfuro de carbono
Fe_2O_3	Óxido férrico
GT	Gases Traza
HBFC	Hidrobromofluorocarbones
H_2	Hidrógeno
H_2O	Agua
H_2S	Ácido sulfhídrico
K	Potasio
K_2O	Óxido de potasio
MgO	Óxido de magnesio
N_2	Nitrógeno
N_2O	Óxido nitroso
Na_2O	Óxido de sodio
NH_3	Amoniaco
NO_x	Óxido nitroso
NO	Monóxido de nitrógeno
NO_3	Nitrato
O_2	Oxígeno
O_3	Ozono
P	Fósforo
PFC	Perfluorocarbones
P_2O_5	Pentóxido de fósforo
PO_4	Fosfato
Sb	Antimonio

GLOSARIO DE UNIDADES

BTU	British Thermal Unit (Unidad térmica británica)
°C	Grados Celsius
°C/Km	Grados Celsius por kilómetro
g	Gramos
g/año	Gramos por año
ha	Hectárea
J	Joule
J/año	Joule por año
J/m ³	Joule por metro cúbico
J/Ton	Joule por tonelada
Kg/cm ²	Kilogramo por centímetro cuadrado
Kg/día	Kilogramo por día
Kg CO ₂ /MWh	Kilogramos de bióxido de carbono por megawatt hora
m	Metro
m ²	Metros cuadrados
m ³	Metros cúbicos
m ³ /día	Metros cúbicos por día
m ³ /KgSV	Metros cúbicos por kilogramo de sólidos volátiles
Mtoe	Mega tonelada de aceite equivalente
MW _{th}	Megawatt térmico
Pa	Pascal
PSI	Pounds per square inch (libras por pulgada cuadrada)
Ton/día	Tonelada por día
\$ usd/J	Dólares por Joule
¢usd/KWh	Centavos de dólar por kilowatt hora
\$ usd/l	Dólares por litro
W	Watt
W/m ²	Watts por metro cuadrado
W _{th}	Watt térmico

SÍMBOLO

PREFIJO

FACTOR

P	Peta	10 ¹⁸
E	Exa	10 ¹⁵
T	Tera	10 ¹²
G	Giga	10 ⁹
M	Mega	10 ⁶
k	Kilo	10 ³

RESUMEN

El proceso de combustión es el que genera mayores emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en comparación con la gasificación, pirólisis y digestión. Las emisiones en la combustión son las más altas, si los combustibles utilizados son el carbón y la combinación de carbón con biomasa, con valores de 2.7×10^{-7} y 2.5×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e respectivamente. Sin embargo, con un costo de $\$8.33 \times 10^{-6}$ usd/KJ_e, resulta ser la tecnología más económica. Si la combustión se realiza únicamente con biomasa residual, las emisiones se reducen hasta 9.7×10^{-9} tonCO₂ eq/KJ_e y su costo de generación es de $\$1.58 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e. En cuanto a la pirólisis de los residuos sólidos hasta su generación de energía eléctrica, genera emisiones de 1.2×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, con un costo de generación de $\$1.1 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e. Una planta es autosuficiente cuando en la misma instalación se produce el combustible y se genera la energía eléctrica, evitando así el transporte del combustible. La emisión de GEI en una planta autosuficiente que se alimenta con aceite pirolítico, obtenido de los mismos residuos orgánicos, se reduce a 1.2×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e. La gasificación de residuos sólidos genera 4.9×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e, lo cual representa la menor emisión de GEI a diferencia de las otras tecnologías. Cuando en la gasificación hay alimentación dual de combustible biomasa y carbón hay una disminución de emisiones hasta 1.02×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e. En cuanto a los procesos anaerobios se reportan dos casos: 1) Rellenos sanitarios emiten GEI comparables a la emisión en la combustión de combustóleo (2.0×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e), 2) Digestores emiten menores cantidades de GEI, que los rellenos sanitarios (9.0×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e).

Se concluye que de los 4 procesos de conversión a energía eléctrica estudiados (3 termoquímicos y 1 bioquímico), la digestión y la gasificación son los mejores procesos para el tratamiento de los residuos. La digestión (proceso bioquímico) tiene un costo de generación de $\$1.6 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e y la gasificación (proceso termoquímico) de $\$1.0 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e. Dado que la gasificación de los residuos resulta ser la menos contaminante con 4.9×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e, en tanto que la digestión emite 2.0×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e. México cuenta con un potencial de 2.5 GWh proveniente de la utilización del biogás de los 137 rellenos sanitarios, donde se lleva a cabo el proceso anaerobio. Por lo que, a corto plazo convendría únicamente cavar los pozos para la extracción de dicho biogás y utilizarlo para la generación eléctrica. En tanto que si se piensa en instalar nuevas tecnologías, la gasificación es la mejor opción por el lado técnico, económico y ambiental.

INTRODUCCIÓN

En México, como en otros países, el proceso de industrialización que se intensificó a partir de la segunda mitad del siglo pasado, derivó en una mayor demanda de materias primas, para satisfacer el creciente consumo de bienes y servicios de una población, cada vez más numerosa y con patrones de consumo cada vez más demandantes. En consecuencia se agravaron los problemas ambientales, como la contaminación del aire y la generación de residuos tanto urbanos como industriales. Lo anterior se acompañó, inevitablemente de la disposición inadecuada de los residuos a lo largo del territorio, lo que afectó y continúa impactando directa o indirectamente la salud de la población y de los ecosistemas naturales

Tradicional e idealmente, la basura municipal se ha visto como una oportunidad para reciclar materiales tales como: El vidrio, el aluminio, el papel y el cartón, así como la de producir composta a partir de la parte orgánica de la basura, que es útil para mantener la fertilidad del suelo o mejorar su capacidad de retención de humedad, intercambio catiónico y porosidad en los jardines públicos municipales.

En la última centuria la basura ha sido considerada como un recurso energético; ya que por un lado cuando es depositada en rellenos sanitarios o basureros, ésta produce biogás con un contenido de 50% de metano, y por el otro puede someterse a procesos termoquímicos de incineración o gasificación. Lo cual da lugar a la generación de energía, ya sea vía generación de vapor en el caso de la incineración, o una mezcla de gases compuesta por CO, H₂ y CH₄ en el caso de la gasificación, que también puede ser empleado para generar vapor, emplearse como combustible en motores de combustión interna o en celdas de combustible en el futuro cercano.

Un factor importante de la basura como insumo energético es el referente a su poder calorífico, ya que de éste depende la cantidad de energía que se pueda generar, así como de su contenido de humedad. El poder calorífico de la basura típico oscila entre 4.2 hasta 21.2 MJ/Kg dependiendo del contenido de humedad que contenga.

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son los generados principalmente en los hogares. El volumen estimado de generación nacional de RSU creció, entre 1997 y 2009, alrededor de 30%, pasando de 29.3 a 38.3 millones de toneladas. La generación per cápita diaria creció en el mismo periodo de 840 a 980 gramos, para lo cual se cuenta con un total de 137 rellenos sanitarios con una capacidad de 22.175 billones de toneladas, para disposición final, 24 rellenos de tierra controlados con una capacidad de 3.924 billones de toneladas y 161 sitios controlados con capacidad de 26.1 billones de toneladas. Se estima que el 67% de los RSU generados en el país se dispone en rellenos sanitarios y sitios controlados y el 33% restante en sitios no controlados.

México cuenta únicamente con una planta con capacidad de 16.96 MW en Nuevo León aprovechando el biogás del relleno sanitario. A la fecha, con la operación de este sistema se han generado más de 310,000 MWh de electricidad, los cuales se han aprovechado para el alumbrado público de la ciudad de Monterrey y su área conurbada, así como en otras aplicaciones, especialmente para el Metro de la ciudad de Monterrey. Se estima que durante los años en que ha operado Bioenergía de Nuevo León se han evitado más de 61,000 ton de emisiones de metano a la atmósfera, lo que equivale a más de 1,300,000 toneladas de bióxido de carbono.

Existen tres procesos termoquímicos para el tratamiento de la basura, estos son: La incineración, la gasificación y la pirólisis. No existen en México en la actualidad plantas de tratamiento termoquímico como la incineración o gasificación de la basura. La inversión requerida para la generación de energía

con biogás oscila entre 750 mil y 1.3 millones de dólares por MW instalado, en tanto que para las plantas de incineración y gasificación oscila entre 2.2 y 4.5 millones de dólares por MW instalado.

La tendencia mundial de estas tecnologías a un horizonte de 25 años, está ligada fuertemente al impacto de los hidrocarburos sobre el efecto invernadero y calentamiento global, así como al eventual declive de los yacimientos, y al incremento de los precios del petróleo, en el contexto internacional. En Europa existe una ley que limita el crecimiento de los rellenos sanitarios en los países miembros de la Unión Europea, por lo que se estima que en los próximos años éstos desaparezcan, y crezcan primero las plantas de incineración con generación de energía, y posteriormente las plantas de gasificación, así como una actividad mayor en el reciclaje.

Existen en el mundo alrededor de 1,152 plantas que suman una capacidad de generación eléctrica de 3,929 MW y generan en promedio 3.1 m³/ton*año de biogás de relleno sanitario. De estas 1,152 plantas, 734 están en Europa y 354 en Estados Unidos, 15 en Canadá, 19 en Asia, 18 en Australia, 8 en Sudamérica y 4 en África. Las plantas en Europa en promedio tienen una capacidad instalada de 1.73 MW por planta, en tanto que en Estados Unidos es de 6.7, lo cual indica que las plantas de Estados Unidos son muy grandes comparadas con las de Europa.

En E.E. U.U el 8% de sus residuos es incinerado, contando con 750 plantas de incineración con capacidad de 29 millones de toneladas/año, 7% enviada a compostaje, 20% reciclada y 65% enviada a rellenos sanitarios. En China el 2% de sus residuos es incinerado, 70% enviado a rellenos sanitarios, 20% a compostaje y 10% no definido.

México es el 3^{er} principal emisor de metano generado en los rellenos sanitarios, el metano tiene un potencial de aproximadamente 24.5 veces mayor que el CO₂, gas que favorece el efecto de invernadero y por ende el calentamiento global. Ésta es la razón por la cual se ha realizado este trabajo de comparación, ambiental, técnico y económico, entre los procesos de transformación de la biomasa para producir electricidad, y con ello, determinar cuál es el mejor proceso de tratamiento para la basura que se genera en México.

1.1 Objetivo general

Realizar un análisis energético, económico y ambiental entre procesos que transforman la biomasa en energía eléctrica considerando a los procesos de combustión, gasificación, pirólisis y digestión para la transformación de residuos sólidos urbanos en México.

1.2 Objetivos específicos

- Conocer los procesos de transformación de los residuos y qué procesos existen en México
- Determinar mediante el análisis ambiental qué proceso de transformación es menos contaminante por unidad de energía
- Determinar mediante el análisis económico qué proceso de transformación tiene menor costo por unidad de energía
- Dar a conocer qué proceso de transformación tiene mayor viabilidad para el tratamiento de residuos sólidos en México

CAPÍTULO 1 GENERALIDADES

1.1 Cambio climático

En griego antiguo la palabra *klima* significaba inclinación, y en este sentido hace referencia a la inclinación de la vertical del lugar con respecto al ecuador. A menudo se emplean los términos estado del tiempo y clima indistintamente para referirse a una situación local y temporal corta (Schiffer y González-Macías, 2005). El concepto “estado del tiempo” sucede en la atmósfera en un lugar y tiempo particular; sin embargo cambia de hora a hora, de día a día, así el “clima” es el patrón promedio del “estado del tiempo” prevaleciente en una región, que puede ir desde meses a millones de años. El clima es un fenómeno cambiante y siempre lo ha sido, debido a que el sistema climático de la tierra es dinámico, continuamente responde a las fuerzas tanto internas como externas, las cuales alteran los delicados balances que existen dentro y entre cada uno de sus componentes. A menudo estos cambios son relativamente pequeños en magnitud y cortos en duración, sin embargo, se puede encontrar evidencia en los corales, en los sedimentos de los lagos y mares, en las capas de hielo, inclusive en la vegetación, que tales fuerzas pueden causar mayores cambios climáticos y de mayor duración, a lo largo de la línea del tiempo, como por ejemplo cientos de miles de años o más, tales cambios han incluido el intercambio de las condiciones glaciares a interglaciares y viceversa (cambios que han causado la redistribución de la flora y fauna alrededor del planeta).

Hace 8,000 años aproximadamente, los humanos comenzaron a interferir con estos procesos naturales de cambio, pero hasta hace 100 años, esta interferencia fue principalmente causada por cambios graduales en el uso de la tierra, y los efectos en el clima fueron generalmente locales (Bhatti y col., 2006). Sin embargo, durante el siglo pasado, el crecimiento acelerado y el incremento de las sociedades industrializadas, han intervenido significativamente. En las últimas décadas han ocurrido notables sucesos climatológicos, caracterizados por fenómenos de inusitada magnitud a escala local o regional, estos sucesos climáticos han sido consecuencia de la suma de los cambios tanto naturales como de los cambios que nacen de la intervención de la mano del hombre.

Los procesos que influyen en el cambio natural del clima principalmente son: La tectónica de placas, las erupciones volcánicas, las variaciones solares y los cambios en la órbita terrestre. La posición actual de los continentes es el producto de las modificaciones que se sucedieron hace millones de años, y que hicieron variar la circulación de los océanos. Alrededor de unos 30 millones de años atrás, en lo que hoy es América del Sur, se abrió paso a la circulación del mar, lo cual contribuyó a la disminución de la temperatura en la tierra. Por otra parte, se cree que las emisiones volcánicas han tenido una influencia significativa en el clima, ya que en sus emanaciones se encuentran gases y partículas sólidas que quedan atrapados en las partes superiores de la atmósfera, las cuales reflejan las radiaciones provenientes del espacio con la consecuente modificación de la temperatura.

Básicamente, el clima depende de la cantidad de energía solar que atrapa; de ahí que la evolución solar sea de capital importancia. Si bien los cambios de actividad solar son pequeños, en 1970 un grupo de investigadores llegó a la conclusión de que por lo menos se requería una variación del 0.5 % en la actividad solar para que hubiese un cambio severo en temperatura global del planeta. Cuando el Sol tiene una mayor cantidad de manchas (aproximadamente cada 11 años), emite más energía y en consecuencia, llega una mayor cantidad de energía a la Tierra.

Por otra parte, el movimiento de traslación de la tierra alrededor del sol es una trayectoria que se denomina órbita y que tiene forma de elipse. Tres factores relacionados con dicho movimiento influyen en el clima: Los ciclos de excentricidad, la precesión y la oblicuidad de la órbita. En 1930 el astrónomo Milutin Milánkovich propuso que existía determinada conexión entre estas modificaciones y las

climáticas (Schiffer y González-Macías, 2005). A medida que la Tierra viaja por el espacio, lo hace en movimientos cíclicos independientes, que al combinarse producen variaciones en la cantidad de energía solar que recibe. Resulta que la órbita terrestre, con periodos de aproximadamente unos 100,000 años, pasa de ser bastante elíptica a casi circular. Hoy en día estamos en un periodo de baja excentricidad, y esto nos da un cambio estacional en la energía solar del orden del 7 %. Cuando la excentricidad está en su máximo, los cambios estacionales alcanzan el 20 %. Adicionalmente, cuanto más excéntrica es la órbita, más cambian los periodos de las estaciones en ambos hemisferios y se vuelven más prolongados. Hoy es casi circular, pero dentro de 50,000 años será más excéntrica: la distancia entre el punto de la órbita más cercano al sol (perihelio) y el punto más alejado (afelio) será mayor, esto se ilustra en la Figura 1.1.

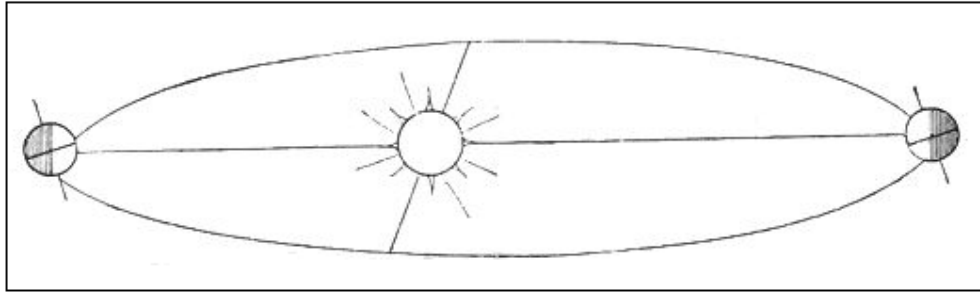


Figura 1.1 Excentricidad de la órbita terrestre (Schiffer y González-Macías, 2005)

Milánkovich describió un segundo ciclo (Figura 1.2), que toma en cumplirse unos 41,000 años, y que implican la inclinación del eje terrestre. A menor inclinación del eje, menor es la variación estacional entre el verano y el invierno en las zonas de latitud media y alta: los inviernos serán menos fríos y el verano más caluroso, la inclinación actual es de 23.5 grados, pero varía entre 22.5 y 24.5 grados.

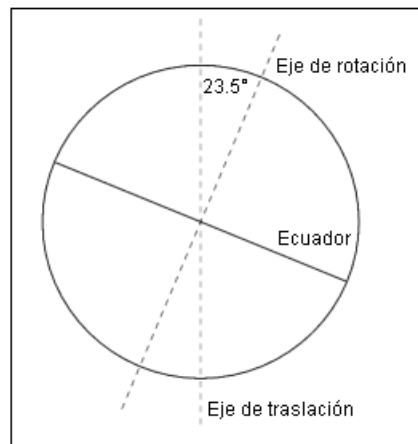


Figura 1.2 Oblicuidad terrestre (Schiffer y González-Macías, 2005)

A éste se agrega el tercer ciclo llamado precesión, que ocurre por un periodo de aproximadamente 25,800 años, se trata de un curioso y lento movimiento, no de rotación, no de traslación, sino del centro de la Tierra sobre sí mismo, a modo de peonza, como se ilustra en la Figura 1.3. El movimiento de rotación de la Tierra sobre su eje y el de traslación en su órbita alrededor del Sol provocan un lento balanceo del planeta como consecuencia, la luz llega o bien en forma directa o bien más o menos oblicua, lo cual da origen a las estaciones del año. La combinación de cambios en la excentricidad y la precesión altera la cantidad de radiación solar disponible. Hoy, la Tierra se encuentra más próxima al

Sol en enero y más alejada en julio. Debido a la precesión, el hemisferio norte tendrá inviernos más severos.

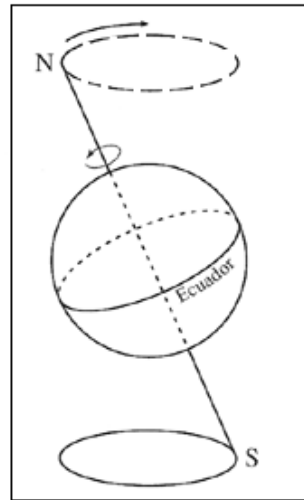


Figura 1.3 Precesión de la Tierra (Schiffer y González-Macías, 2005)

Los ciclos de Milánkovich ayudan a comprender el avance y retroceso de los hielos por periodos de 10,000 a 100,000 años pero no explican la causa de la Era Glacial. Si se toma como causa únicamente estos ciclos, la tendencia actual sería a tener clima más frío en el hemisferio norte, con enormes glaciaciones. Por otra parte la tierra absorbe radiación solar (radiación de onda corta), principalmente en la superficie, y la redistribuye por circulaciones atmosféricas y oceánicas para intentar compensar los contrastes térmicos, principalmente del ecuador a los polos. La energía recibida es re-emitada al espacio (radiación de onda larga), para mantener en el largo plazo, un balance entre energía recibida y re-emitada.

La Figura 1.4 describe la radiación de onda corta (basado en 100 unidades disponibles en la parte alta de la atmósfera), que se parcela en varios procesos atmosféricos conforme entra a la atmósfera. Se indica que 19 unidades se absorben principalmente en la estratosfera, y parte en la troposfera por las nubes y los aerosoles (Schiffer y González-Macías, 2005).

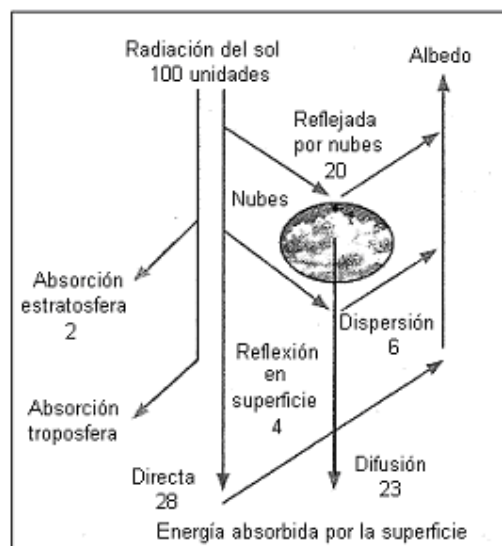


Figura 1.4 Energía absorbida por la superficie terrestre (Schiffer y González, 2005)

En la atmósfera son atrapadas 23 unidades de radiación solar, las cuales son subsecuentemente absorbidas en la superficie, mientras que 28 más son absorbidas directamente por ella, para un total de 51 unidades. Por lo tanto, la cantidad total de radiación de onda corta absorbida en la superficie y en la atmósfera totaliza 70 unidades.

En el caso de la radiación de onda corta existen tres procesos por los cuales parte es regresada al espacio: 4 unidades son retornadas por la reflexión en la superficie, las nubes retornan otras 20 unidades y 6 unidades más son regresadas por dispersión al espacio. La pérdida total de radiación de onda corta totaliza por tanto 30 unidades, y albedo es el término que se emplea para describir este efecto combinado de las pérdidas.

En la Figura 1.5, se muestra el balance de radiación de onda larga que se emite desde la superficie de la Tierra. Siete unidades se eliminan en forma de calor, que es transferido a la atmósfera por conducción y convección. Al derretirse los hielos y evaporarse el agua en la superficie terrestre, se incorporan 23 unidades de energía en la atmósfera en forma de calor latente (Schiffer y González-Macias, 2005). El calor latente es liberado a la atmósfera al condensarse o congelarse el agua, y forma parte de la emisión de radiación de onda larga que realizan la atmósfera y las nubes.

La superficie de la Tierra emite por tanto 117 unidades de radiación de onda larga, de las cuales sólo 6 son perdidas directamente, mientras que las 111 restantes son absorbidas por los gases atmosféricos, convertidas en energía calorífica y posteriormente en emisiones atmosféricas de radiación de onda larga, que totalizan 160 unidades de energía. De las 160 unidades mencionada, 64 que son emitidas al espacio, al tiempo que las 96 restantes llegan a la superficie, donde son absorbidas y transformadas en energía calorífica. El total de energía perdida al espacio en el esquema de radiación de onda larga es de 70 unidades, el cual representa la misma cantidad que fue añadida a la atmósfera y superficie de la Tierra por el esquema de radiación de onda corta.

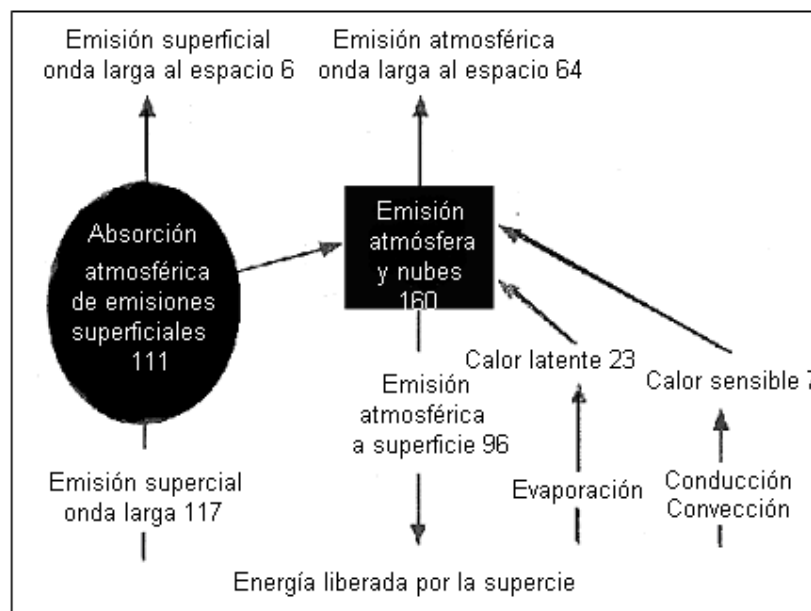


Figura 1.5 Energía re-emitida por la superficie terrestre (Schiffer y González-Macias, 2005)

Cualquier proceso que altere tal balance se refleja como cambios en el clima. A tales cambios en la disponibilidad de la energía radiativa se les conoce como forzamientos radiativos. Cuando éstos son

positivos tienden a calentar la superficie de la Tierra. Un enfriamiento se producirá si el forzamiento radiativo es negativo.

1.1.1 La evolución de la temperatura terrestre

1.1.1.1 Los últimos 1,000 años

Durante las primeras centurias del milenio, la temperatura en la zona occidental de Europa y del este norteamericano, fue cálida, alcanzando su máximo entre los siglos XII Y XIII como se aprecia en la Figura 1.6. Este periodo también se conoce como Periodo Medieval Cálido, y fue seguido en 1450 y 1890 por la llamada Pequeña Edad de Hielo o Pequeña Era Glacial, en la que la temperatura promedio global era de medio a un grado centígrado más baja de lo que es hoy en día, una de las explicaciones para estas oscilaciones climáticas a escala corta de tiempo, son los cambios en los volcanismos; otra afirma que pueden deberse a cambios en la cantidad de energía que llega del sol.

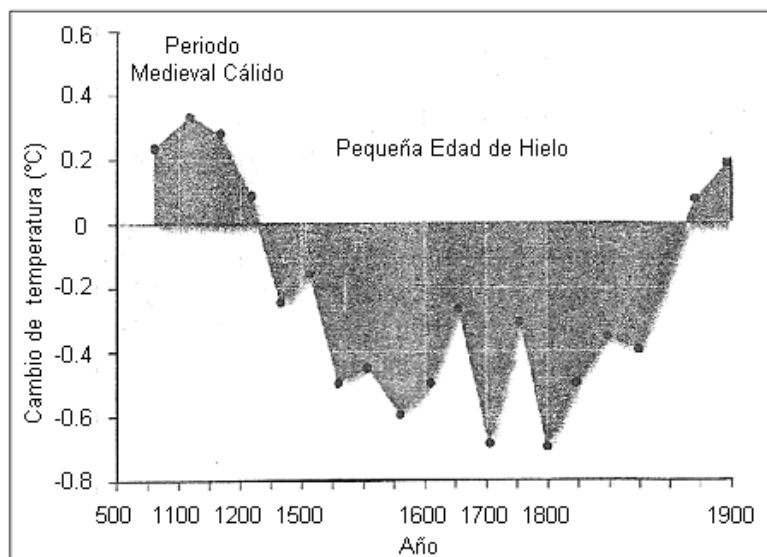


Figura 1.6 Variaciones de la temperatura superficial en los últimos 1,000 años (Schiffer y González, 2005)

1.1.1.2 Los últimos 18,000 años

La Figura 1.7 muestra la variación de la temperatura con respecto al año 1900. En este periodo se dio un calentamiento global de entre 4 y 5 °C, lo cual marcó la recuperación de la Tierra de la última glaciación o Edad de Hielo. La presente época de calentamiento se inició hace unos 10,000 años y se le conoce geológicamente como la Interglaciación del Holoceno; su presencia se atribuye a los lentos cambios de la órbita terrestre, que modificaron el ciclo de las estaciones, o la cantidad de radiación solar en la superficie, que trajo consigo cambios regionales tanto en la temperatura como en la precipitación.

Se sabe que hace unos miles de años en el neolítico, el hombre habitó en Masivo de Tibesti, hoy día la parte más seca del desierto del Sahara (Schiffer y González-Macias, 2005). En este periodo, la temperatura fue de un grado centígrado más caliente que en el presente, pero el calentamiento no se dio de manera homogénea en todo el planeta, por lo que la temperatura media global pudo no haber sido muy distinta a la temperatura actual.

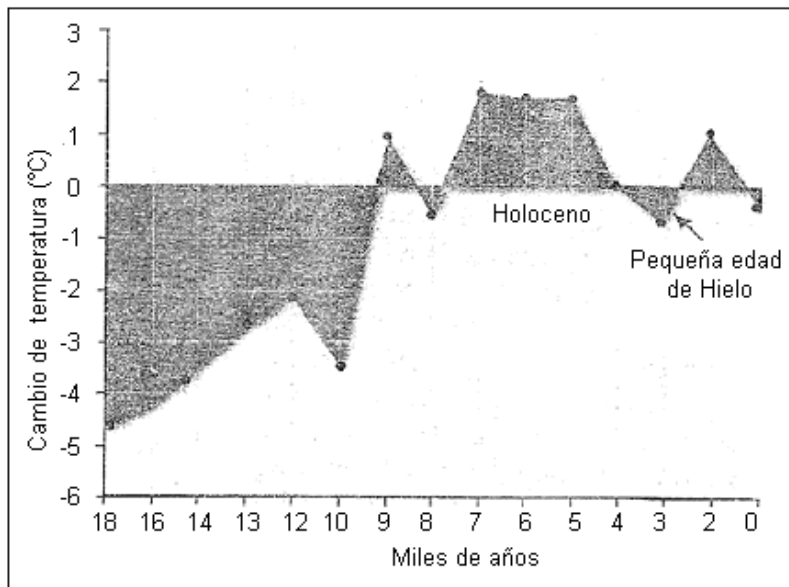


Figura 1.7 Variaciones de la temperatura superficial en los últimos 18,000 años (Schiffer y González-Macías, 2005)

1.1.1.3 Los últimos cien millones de años

Los datos de varias fuentes de información indican que el clima terrestre previo al último millón de años era considerablemente más caliente que el de hoy en día. La época más calurosa se dio en lo que los geólogos, llaman el Periodo Cretáceo, unos 100 millones de años atrás, cuando la temperatura del planeta fue de 6 a 8 °C mayor que la temperatura actual, seguida de un enfriamiento casi constante, con transiciones abruptas, hasta llegar a las oscilaciones glaciales de los últimos millones de años (Figura 1.8). Para explicar las altas temperaturas del Cretácico, los modelos de simulación del clima sugieren que la causa principal pudo haberse debido a grandes concentraciones de bióxido de carbono en la atmósfera (Schiffer y González-Macías, 2005).

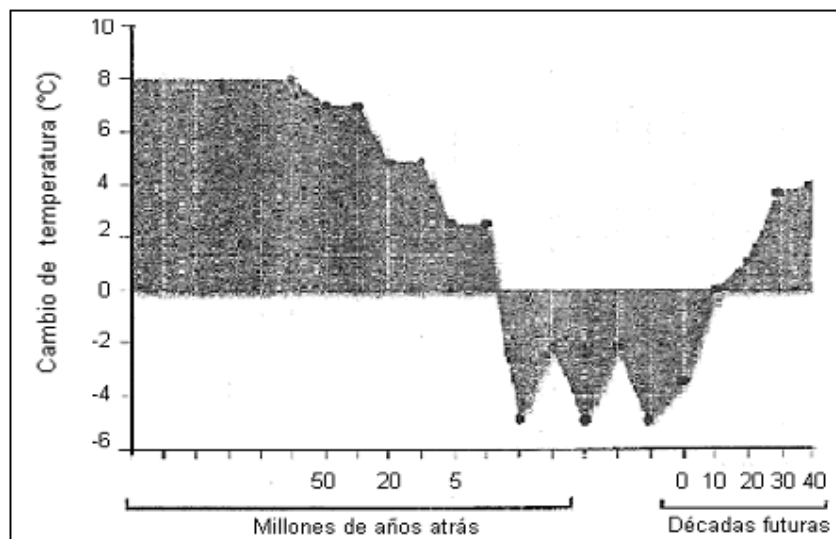


Figura 1.8 Reconstrucción de la temperatura global de los últimos 100 millones de años (Schiffer y González-Macías, 2005)

Los modelos ponen en evidencia que el bióxido de carbono ha variado su concentración en escalas de tiempo de millones de años, y por ello se piensa que existen varias fuentes naturales que pueden hacerlo cambiar: Emisiones volcánicas, cantidad de carbono almacenado en la biosfera y el efecto de la erosión de las tierras debida al agua. Este último proceso modifica químicamente a las rocas superficiales, que pierden capacidad de remover el gas de la atmósfera; éste puede variar por los cambios en la cantidad de terrenos elevados existentes. La altura promedio de cada uno de los continentes se ha modificado con el tiempo debido a las oscilaciones lentas en la velocidad a la cual se forman las montañas.

Si se revisa la variación de cambios de temperatura en un margen amplio de tiempo, por ejemplo durante los últimos 800,000 años, se deduce que este periodo está caracterizado por las grandes edades de hielos. Esta disminución de la temperatura puede ser explicada asumiendo que hubo cambios importantes en la cantidad de energía que recibía la Tierra, a lo cual hay que aunar las variaciones en la órbita del planeta. Los cambios observados en rangos intermedios de tiempo muestran, en el caso del pleistoceno, avances y retrocesos casi regulares de los glaciales durante la Edad de Hielo más reciente. Una base sólida para explicar los cambios, toma en consideración las variaciones cíclicas de la órbita terrestre.

1.1.2 Efecto invernadero

La atmósfera es una mezcla de gases y aerosoles en la que dominan principalmente el nitrógeno (78.1%) y el oxígeno (20.9%), así como pequeñas cantidades de argón (0.93%). El pequeñísimo porcentaje restante lo constituyen el vapor de agua, ozono, bióxido de carbono, hidrógeno, neón, helio y kriptón (SEMARNAT, 2009a). De manera natural, ciertos gases propios de la atmósfera son transparentes a la luz visible proveniente del espacio, pero opacos a la energía radiada desde la Tierra. Este fenómeno ha sido bautizado por los científicos dedicados al estudio de la atmósfera como efecto invernadero natural (Schiffer y González-Macías, 2005), ya que los gases mencionados atrapan el calor de manera similar a como lo hace el material transparente empleado en un invernadero botánico.

El fenómeno natural de efecto invernadero aumenta la temperatura media de la atmósfera de la Tierra en unos 15 grados centígrados y permite, por lo tanto, que las condiciones climáticas sean lo suficientemente estables para que la vida pueda mantenerse. Si la tierra no tuviera atmósfera, dejaría escapar al espacio toda la radiación infrarroja emitida por ella, y, entonces la temperatura media sería del orden de -18 °C.

Los aumentos en la concentración de los llamados gases de efecto invernadero reducen la eficiencia con la cual la Tierra re-emite la energía recibida. Parte de la radiación saliente de onda larga emitida por la Tierra al espacio es re-emitada a la superficie por la presencia de esos gases. Así la temperatura de superficie se elevará para emitir más energía, y aunque parte de ella quede atrapada, suficiente energía saldrá al espacio para alcanzar el balance radiativo que mantiene relativamente estable el clima.

Es claro, si las concentraciones de gases de efecto invernadero continúan aumentando, la temperatura de superficie del planeta mantendrá una tendencia positiva. Aún si las emisiones de estos gases se estabilizan, los efectos del calentamiento perdurarán por muchos años en la atmósfera. Por otro lado los aerosoles de origen antropogénico emitidos a la troposfera, como aquellos producidos por las industrias o por la quema de bosques, pueden reflejar radiación solar, constituyéndose en un forzante radiativo negativo que tiende a enfriar el sistema climático.

Dado que algunos aerosoles, así como el hollín de las fábricas, absorben radiación solar, su presencia puede resultar también proclive al calentamiento. Sin embargo, la presencia de los aerosoles puede alterar la cantidad y reflectividad de las nubes, por lo que estos aerosoles pueden provocar un

enfriamiento o calentamiento de la atmósfera, dependiendo de cuánta radiación puede absorber o reflejar al espacio.

1.1.3 Gases de efecto invernadero

En general, están constituidos por tres o más átomos; los que forman moléculas biatómicas (como el O_2 y el N_2), o monoatómicas, que son transparentes a la radiación terrestre. Los más importantes son el vapor de agua (H_2O) y el bióxido de carbono (CO_2); los demás gases invernaderos como: CH_4 , NO_x , CFCs, se les denomina gases traza (GT) por su presencia ínfima en la atmósfera (Hardí y col., 1986).

La humedad atmosférica, o sea el contenido de vapor de agua en el aire, es sumamente variable, tanto en el espacio (horizontal y verticalmente) como en el tiempo. Sin embargo su distribución vertical tiene una regularidad: La humedad del aire disminuye con la altura. En cambio, el CO_2 está bien mezclado en el aire, la proporción de CO_2 es casi uniforme. Por consiguiente, tanto el vapor como el CO_2 disminuyen con la altura, pero el vapor disminuye más rápido que el CO_2 , dado que aparte de la atenuación del aire (y del CO_2) mismo, el vapor se atenúa dentro del aire.

Los perfiles verticales de la concentración de vapor y de CO_2 son curvos, es decir, no decaen proporcionalmente con la altura, si no más rápido. Siendo ambos los principales gases que causan el efecto invernadero, y siendo éste el causante del perfil vertical de temperatura en la atmósfera. Es decir, que la temperatura disminuye proporcionalmente con la altura, a razón de $6.5\text{ }^\circ\text{C/Km}$. Esta cantidad se llama gradiente térmico y es igual en cualquier lugar geográfico (Martínez y Fernández, 2004). Los tres perfiles descritos se ilustran en la Figura 1.9, para los primeros 10 Km de altura a partir del nivel del mar. Esta capa inferior es la denominada troposfera, en ella está contenida prácticamente toda el agua atmosférica y, por lo mismo, encima de ella no hay propiamente clima.

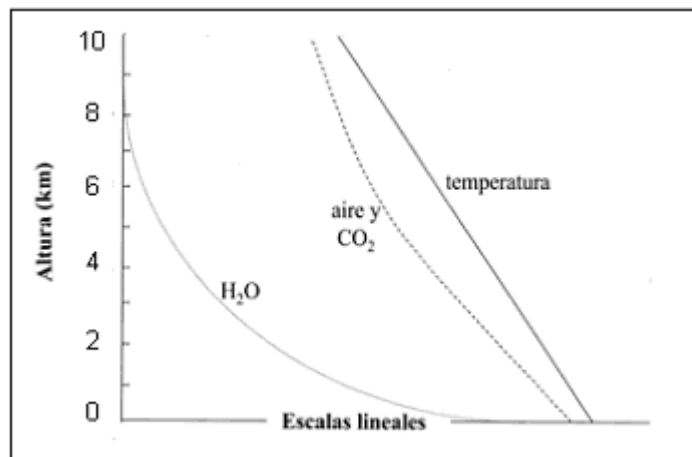


Figura 1.9 Perfiles verticales de concentración de vapor de agua y CO_2 en la tropósfera (Martínez y Fernández, 2004)

Se deben considerar dos características importantes para estimar el efecto invernadero de los gases:

- a) El forzamiento radiativo

Se entiende como aquel cambio en el balance entre la radiación solar que entra y la radiación infrarroja que sale de la Tierra (se expresa en Watts por metro cuadrado, W/m^2), debido, por ejemplo, a una alteración en la concentración de bióxido de carbono en la atmósfera, o a cambios en la energía solar que incide en el planeta. Se estima que en el periodo comprendido entre 1750 y 2000, este forzamiento,

atribuido al aumento de los gases de efecto invernadero en su conjunto, ha alcanzado el valor de 2.43 Wm⁻²: 1.46 Wm⁻² debido al CO₂; 0.48 Wm⁻² debido al CH₄; 0.34 Wm⁻² debido a los halocarbonos, y 0.15 Wm⁻² debido al N₂O (IPCC, 2001). El Grupo de Trabajo I del IPCC estableció que el agotamiento observado en la capa de ozono estratosférico de 1750 al 2000, ha causado un forzamiento radiativo negativo (-0.15 Wm⁻²). Al suponer que se cumple con toda la reglamentación actual sobre los halocarbonos, su forzamiento positivo se verá reducido en la misma proporción que el forzamiento radiativo negativo causado por el agotamiento del ozono estratosférico, cuando la capa de ozono se recupere en el siglo XXI.

Se calcula que la cantidad total de ozono en la troposfera ha aumentado en 36% desde el periodo previo a la industrialización a causa particularmente de las emisiones antropogénicas de diversos gases que forman ozono. El forzamiento radiativo del ozono varía de manera considerable entre regiones y responde mucho más rápidamente a los cambios en las emisiones que aquellos gases de efecto invernadero con un tiempo de vida grande en la atmósfera.

b) Potencial de calentamiento global (PCG)

Este factor está considerado como representativo de la medida cuantitativa de los impactos relativos promediados globalmente del forzamiento radiativo de un gas particular. Se define como: «el forzamiento radiativo acumulado de las emisiones de una masa unitaria de gas en relación con un gas de referencia (CO), considerando tanto los efectos directos como de los indirectos, en un horizonte de tiempo especificado» (IPCC, 1996). Los efectos directos se presentan cuando el gas en sí es un gas de efecto invernadero; el forzamiento radiativo indirecto se presenta cuando las transformaciones químicas que involucran al gas original, producen un gas o gases que son de efecto invernadero, o cuando un gas afecta los tiempos de vida de otros gases en la atmósfera.

El gas de referencia es el bióxido de carbono, por lo que las emisiones son ponderadas por el potencial de calentamiento global (PCG); se miden en teragramos de equivalentes de bióxido de carbono. La expresión utilizada para este cálculo es la siguiente:

$$TgCO_2 \text{ eq} = Gg \text{ de gas} * PCG/1000 \quad (1.1)$$

Donde:

TgCO₂ eq Se refiere a los teragramos de equivalentes de bióxido de carbono.

Gg: Se refiere a los gigagramos (mil toneladas métricas) del gas estudiado.

PCG: Siglas del Potencial de Calentamiento Global del gas estudiado.

1/1000: Es el factor de conversión de gigagramos a teragramos.

Los valores del PCG permiten a los planificadores de políticas comparar los impactos de las emisiones y las reducciones de estas de los diferentes gases. Según el IPCC, los PCG tienen típicamente una incertidumbre de ±35%. En la Tabla 1.1 se muestran algunos PCG para diversos gases. Las Partes de la CMNUCC están de acuerdo también en usar los PCG basados en un horizonte de tiempo de 100 años (Albritton y Meira, 2001).

Hay otros gases que no tienen un efecto directo de forzamiento radiativo, pero influyen en la formación y destrucción del ozono, el cual tiene un efecto absorbente de la radiación terrestre. Estos gases son referidos como precursores del ozono e incluyen monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles diferentes al metano (COVNM). Los aerosoles son partículas o gotas de líquido extremadamente pequeñas que con frecuencia se producen por las emisiones de bióxido de azufre y otros contaminantes. Éstos también pueden afectar las características de absorción de la

radiación infrarroja en la atmósfera. En los párrafos siguientes se dará una descripción de los gases de efecto invernadero directo e indirecto, sus fuentes y su papel en la atmósfera.

Tabla 1.1 Potenciales de calentamiento global para diversos horizontes de tiempo (Schiffer y González-Macías, 2005)

Gas	Tiempo de vida (años)	PCG horizonte a 20 años	PCG horizonte a 100 años	PCG horizonte a 500 años
CO ₂		1	1	1
CH ₄	120	62	23	7
N ₂ O	114	275	296	156
Clorofluorocarbonos				
CFC-11	55	4,500	3,400	1,400
CFC-12	116	7,100	7,100	4,100
CFC-115	550	5,500	7,000	8,500
Hidrofluorocarburos				
HFC-23	260	9,400	12,000	10,000
HFC-32	5	18	550	8,900
Fluorados				
CF ₄	50,000	3,900	5,700	8,900
C ₂ F ₆	10,000	8,000	11,900	18,900

1.1.3.1 Bióxido de carbono

En la naturaleza, billones de toneladas de carbono en forma de CO₂, son emitidas a la atmósfera anualmente por medio de los procesos naturales (fuentes) y son absorbidas por los océanos y la biomasa viviente (sumideros). Los flujos continuos más grandes ocurren entre la atmósfera y la biota terrestre y entre la atmósfera y el agua de la superficie de los océanos. En la atmósfera, el carbono existe predominantemente en forma oxidada: el bióxido de carbono (Martínez y Fernández, 2004). Este gas forma parte del ciclo global del carbono, por lo que su destino es una función compleja de diversos procesos geoquímicos y biológicos. El tiempo de vida del CO₂ en la atmósfera es de 5 a 200 años.

Las concentraciones de bióxido de carbono en la atmósfera se incrementaron de 280 partes por millón en volumen (ppmv), en los tiempos previos a la industrialización (1750) (Figura 1.10), a 377 ppm en 2004 (Figura 1.11).

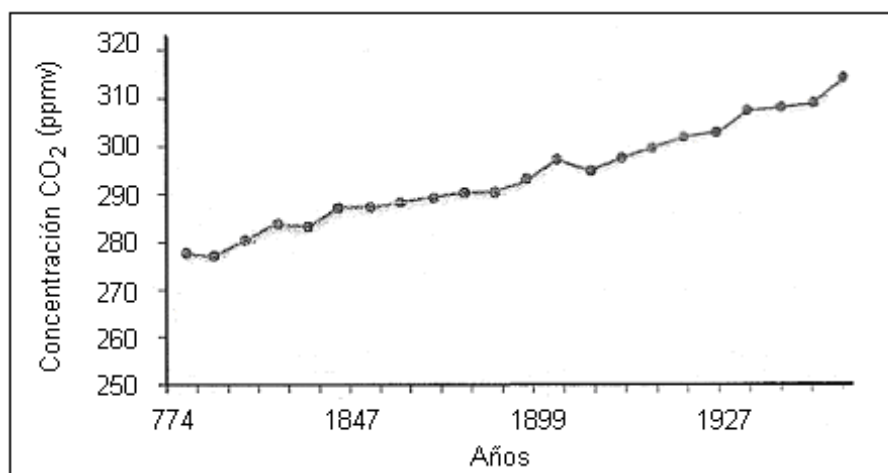


Figura 1.10 Concentraciones recientes de bióxido de CO₂ (Schiffer y González-Macías, 2005)

El IPCC ha establecido que no hay duda alguna en que este incremento se debe en gran medida a las actividades humanas, particularmente aquellas relacionadas con la combustión de los energéticos fósiles, la deforestación (de 10 a 30 %) y otros procesos de quema de biomasa, así como al consumo de energía, como es la producción de cemento, los cuales también emiten cantidades notables de bióxido de carbono. Si consideramos la cantidad de bióxido de carbono en la atmósfera antes de la revolución industrial, y lo confrontamos con el valor de hoy en día, se puede constatar que el segundo es superior en el orden del 25 %, nivel que jamás se había alcanzado en los últimos 160,000 años (Schiffer y González-Macías, 2005).

El CO₂ es el gas de efecto invernadero, con un forzamiento radiativo actual de 1.46 W/m², que representa 60% del total de los cambios en las concentraciones de todos los gases de efecto invernadero, muy resistentes, mezcladas de manera homogénea en todo el planeta (Albritton y Meira, 2001).

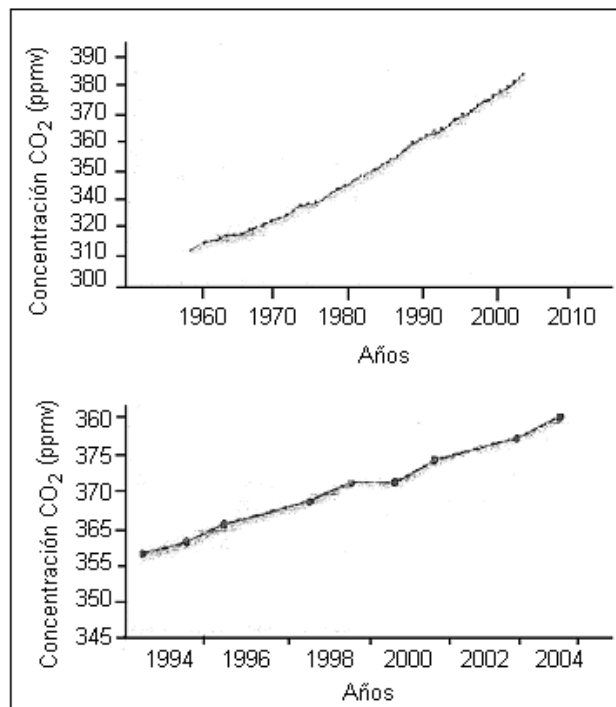


Figura 1.11 Reconstrucción de la evolución del CO₂ atmosférico a partir de la Era Industrial (Schiffer y González-Macías, 2005)

Datos obtenidos en 2004 señalan que los países que más CO₂ emitieron por quema de combustibles fósiles fueron: Estados Unidos, China, Rusia, Japón e India. En la Figura 1.12 se muestra la contribución de los principales países emisores y de México a la emisión mundial de CO₂ por consumo y quema de combustibles fósiles en 2005. En ese año, estos países emitieron poco más del 54% del total mundial. Por su parte, México contribuyó con el 1.4%, ubicándose entre los primeros quince países por su volumen de emisión.

Para el año 2100, los modelos del ciclo del carbono proyectan concentraciones de CO₂ en la atmósfera entre 540 y 970 ppm; para los escenarios ilustrativos del Informe Especial sobre Escenarios de Emisiones (IE-EE), estas concentraciones son mayores en 90 y 250%, respectivamente, que la registrada en 1750 (IPCC, 2001). El efecto neto de las interacciones climáticas terrestres y oceánicas, según indican los modelos, es un aumento aún mayor en las concentraciones proyectadas de CO₂ en la

atmósfera, producto de una menor absorción de CO₂ por los océanos y los continentes. Debido a que la emisión de GEI está muy asociada al consumo de energía, esperaríamos que aquellos países que tienen las poblaciones más grandes emitieran los mayores volúmenes. Sin embargo, esto no siempre es así. Por eso es importante examinar también la emisión por cada persona, ya que nos da una idea de nuestra responsabilidad individual. La forma de calcular esto es a través de la emisión per cápita de los países.

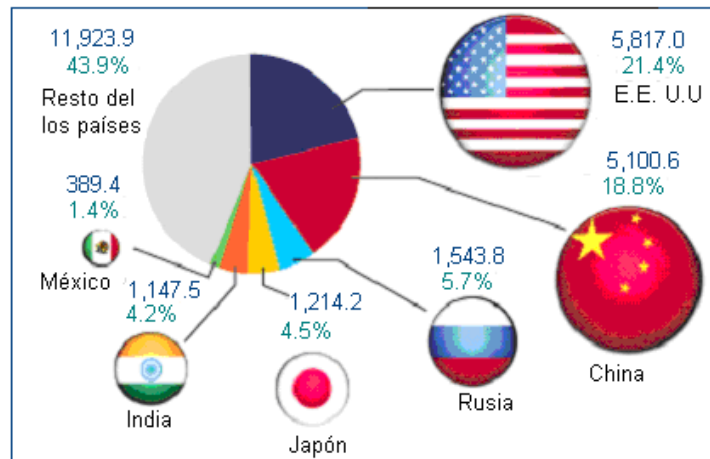


Figura 1.12 Emisión en millones de toneladas y porcentaje de CO₂ de algunos países en 2004 (SEMARNAT, 2009a)

Los Emiratos Árabes Unidos, por ejemplo, con apenas una población de 4.5 millones de personas tiene una emisión de 24.5 toneladas de CO₂ por habitante, mientras que en China e India este volumen alcanzó tan sólo 3.85 y 1.04 toneladas de CO₂, respectivamente (Figura 1.13). Ésto significa que un árabe emite casi seis veces más que un chino y alrededor de 23 veces más que un habitante promedio de la India, esto radica en los “estilos de vida” de los habitantes de un país. Las emisiones se relacionan con las actividades diarias de las personas, es decir, con la manera en cómo y cuánto compran, cómo usan los productos, viven en sus casas y usan el transporte, etc.

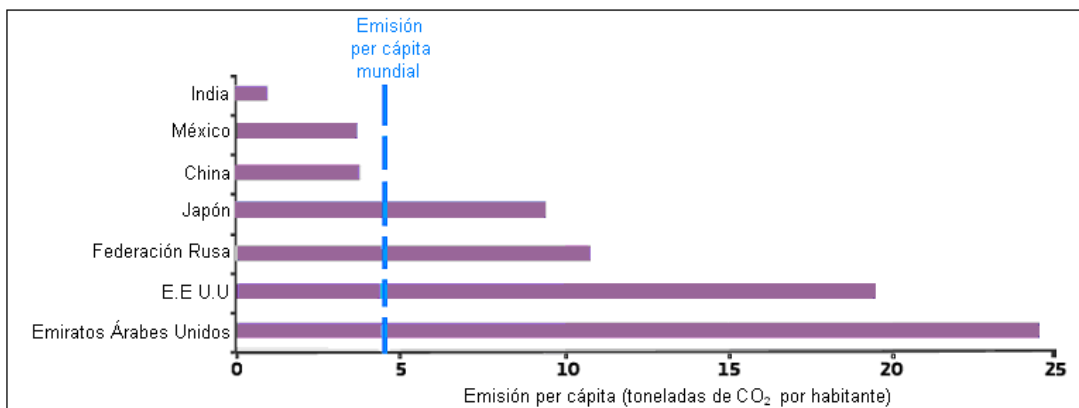


Figura 1.13 Emisión per cápita de CO₂ en algunos países en 2005 (SEMARNAT, 2009a)

En la Figura 1.14 se puede observar que, el patrón de emisiones en México es muy similar al mundial: la principal fuente es el sector energía, seguida por el uso del suelo, cambio de uso del suelo y la silvicultura.

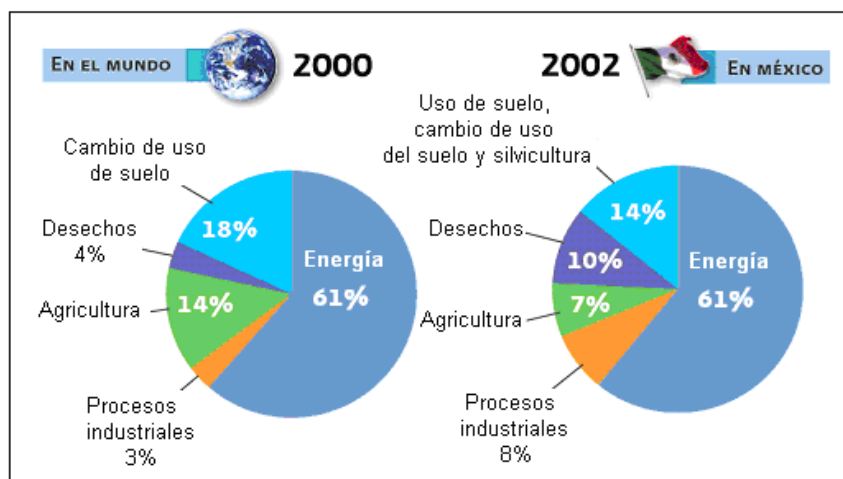


Figura 1.14 Comparativo de fuentes y su contribución a la generación de CO₂ entre México y el mundo (SEMARNAT, 2009a)

1.1.3.2 Metano

Este gas se produce fundamentalmente por la descomposición anaerobia de la materia orgánica en los sistemas biológicos. Los procesos agrícolas como el cultivo del arroz inundado en agua, la fermentación entérica en los animales y la descomposición de los desechos de éstos, emiten metano, al igual que lo hace la descomposición de los desechos municipales. La Figura 1.15 muestra la contribución relativa de las diferentes fuentes naturales de emisión, en el año 2001, las zonas pantanosas contribuyen aproximadamente con emisiones equivalentes a 145 Tg por año, generados por la descomposición bacteriana de la materia orgánica, en ausencia de oxígeno (Schiffer y González-Macías, 2005).

Por otra parte, las emisiones producidas por las termitas ascienden a unos 20 Tg por año. Las termitas liberan metano por su proceso digestivo. Se calcula por otro lado que los océanos contribuyen unos 15 Tg anuales de metano por la degradación anaerobia del plancton marino y los peces. Adicionalmente otra fuente importante de producción del gas son los hidratos de metano 10 Tg por año, depositados en los fondos marinos.

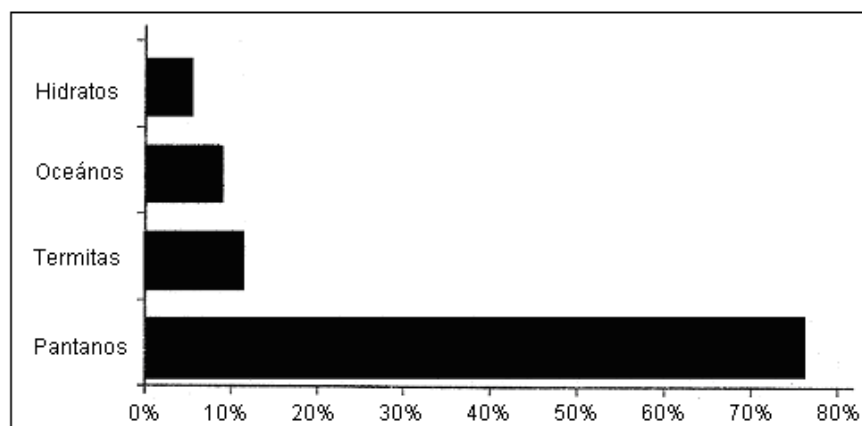


Figura 1.15 Fuentes naturales de metano (Schiffer y González-Macías, 2005)

La Figura 1.16 muestra también la contribución por actividad antropogénica, siendo una muy importante la contaminación generada por la descomposición bacteriana de residuos orgánicos presentes en

tiraderos, ya sea confinados o a cielo abierto. La segunda fuente de emisión de metano la representa la extracción, el procesamiento y la distribución del gas para consumo como combustible.

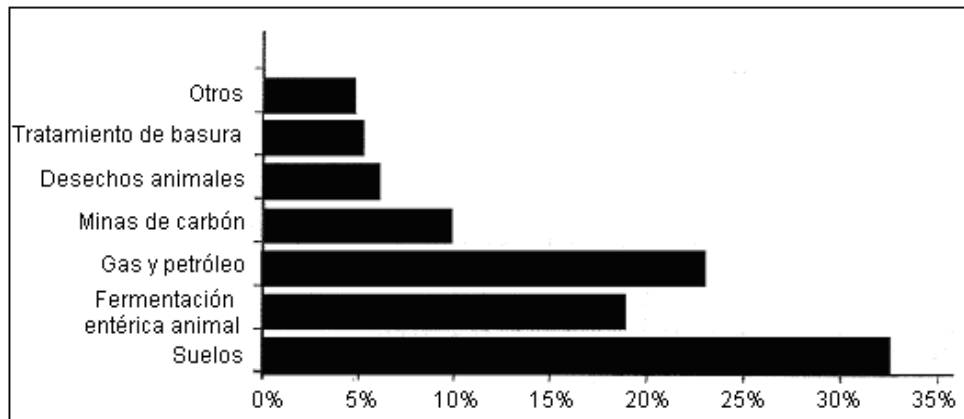


Figura 1.16 Fuentes antropogénicas de metano (Schiffer y González-Macías, 2005)

El metano (CH_4) también se emite durante la producción y distribución del gas natural y del petróleo, y es liberado como subproducto en la extracción del carbón y en la combustión incompleta de los energéticos fósiles. La concentración media global de metano en la atmósfera en 2000 fue de 1,729 partes por mil millones en volumen (ppmm), mostrando un incremento de 145% en relación con la concentración existente en el periodo previo a la industrialización, 700 ppmm. (IPCC, 1996). En 1998, la concentración atmosférica era de 1,745 ppmm, con una tasa de cambio en la concentración de 7.0 partes por billón anual (Figura 1.17).

El CH_4 tiene un tiempo de vida de 12 años y es eliminado de la atmósfera por reacciones químicas. El forzamiento radiativo directo actual del metano es de 0.48 W/m^2 , y representa 20% del total de los GEI (Albritton y Meira, 2001). Se estima que de 60 a 80% de las emisiones actuales de metano provienen de las actividades antropogénicas. Los modelos proyectan cambios en la concentración de metano en la atmósfera entre los años 1998 y 2100, que oscilan entre -90 y +1970 partes por billón en volumen; es decir, una variación entre -11 % y +112 % de la concentración registrada en el periodo previo a la industrialización (IPCC, 2001).

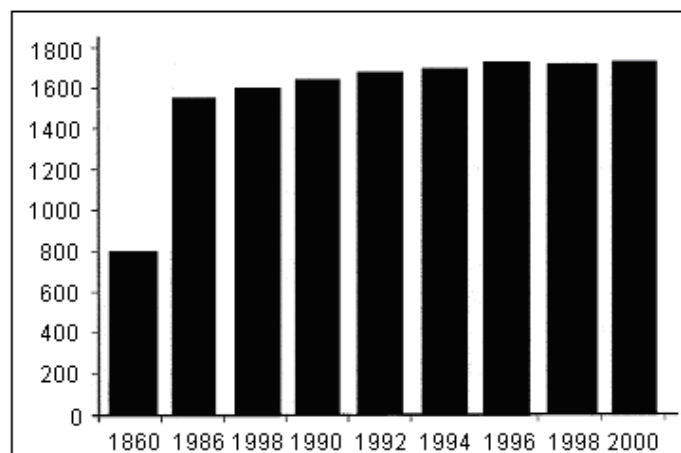


Figura 1.17 Evolución de la concentración anual promedio del metano (Schiffer y González-Macías, 2005)

1.1.3.3 Óxido nitroso

El ciclo del nitrógeno es muy complejo, en parte por que existe en muchas formas químicas, como nitrógeno orgánico, NO_3 , NH_4 , gases como el N_2 , N_2O , NO , NO_2 . Parte del nitrógeno gaseoso se convierte en los suelos y las aguas en amoníaco (NH_3), amonio, (NH_4^+) y muchos otros compuestos nitrogenados. El proceso se conoce como fijación del nitrógeno, y en ausencia de fertilizantes industriales es la fuente principal de nitrógeno de los seres vivos (Schiffer y González-Macías, 2005).

Una vez que ha sido fijado en los sistemas acuáticos o terrestres, puede seguir dos caminos diferentes: Se puede oxidar y entonces provee energía durante el proceso de nitrificación o es asimilado por los organismos. Las plantas, una vez que lo han asimilado, lo emplean para producir aminoácidos y proteínas; después retorna a la atmósfera mediante el proceso de desnitrificación, cuando las plantas sirven de alimento o mueren. En este proceso, además de liberarse el nitrógeno, se produce óxido nitroso en cantidades menores. De manera global se estima que los suelos tropicales (principalmente bosques húmedos), producen anualmente unos 6.3 Tg del gas al tiempo que los océanos añaden otros 4.7 Tg a la atmósfera.

Estas dos fuentes de emisiones representan el 70 % del total contabilizado para las fuentes naturales. La Figura 1.18 contabiliza la contribución porcentual de las emisiones antropogénicas por tipo de actividad, de las cuales las actividades agrícolas representan la mayoría del gas. Los suelos agrícolas, especialmente aquellos que utilizan fertilizantes sintéticos y abonos; la combustión de energéticos fósiles, especialmente en vehículos; la producción de ácidos adípico y nítrico, el tratamiento de aguas residuales, la combustión de desechos y la quema de biomasa, son las fuentes antropogénicas emisoras del óxido nitroso (N_2O).

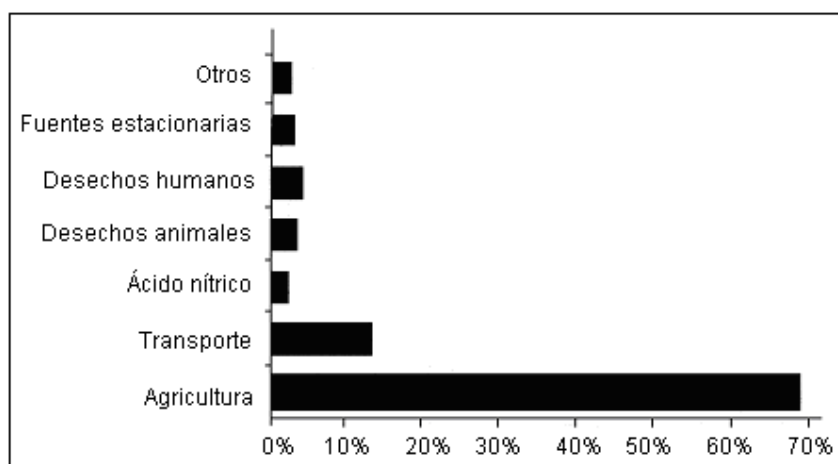


Figura 1.18 Fuentes antropogénicas de emisiones de N_2O (Schiffer y González-Macías, 2005)

La concentración en la atmósfera de N_2O en el periodo previo a la industrialización era de 270 ppmm. Para 1994, la cifra fue de 312 ppmm; es decir, un incremento de 13% atribuido a las actividades antropogénicas (IPCC, 1996), y en 1998 la concentración atmosférica era de 314 ppmm. El tiempo de vida del N_2O en la atmósfera es de 114 años y una tasa de cambio en la concentración de 0.8 partes por billón en volumen. Su remoción de la atmósfera se realiza fundamentalmente por medio de la acción fotolítica de la luz solar en la estratosfera. El forzamiento radiativo se estima en 0.15 W/m^2 , equivalente al 6% del total de todos los gases de efecto invernadero (Albritton y Meira, 2001).

El N_2O es un buen ejemplo de la interacción que existe entre las medidas de control que se instrumentan para reducir la contaminación local y su impacto en el cambio climático. La introducción de

convertidores catalíticos en los vehículos motorizados, por una parte ayuda a reducir las emisiones de los precursores de ozono. Por otra parte, sin embargo, causa un aumento en las emisiones de óxido nitroso. Los modelos proyectan cambios en la concentración de N_2O en la atmósfera entre los años de 1998 y 2100, que oscilan entre +38 y + 144 ppmm; es decir, una variación de entre +12% y +46% de la concentración registrada en el periodo previo a la industrialización (IPCC, 2001).

1.1.3.4 Halocarbonos y compuestos relacionados

Los halocarbonos son compuestos de carbono que contienen flúor, cloro, bromo o yodo. En su mayor parte son sustancias químicas producidas por el hombre y que tienen efectos directos e indirectos en el forzamiento radiativo. Los halocarbonos que contienen cloro (por ejemplo los clorofluorocarbonos [CFCs], metilcloroformo, y tetracloruro de carbono) y bromo (como los halones, bromuro de metilo y hidrobromofluorocarbonos [HBFCs]) son sustancias que agotan el ozono de la estratosfera, y están controlados por el Protocolo de Montreal bajo el concepto de: Sustancias que agotan la capa de ozono (SAO) (Martínez y Fernández, 2004). Estas sustancias son usadas en sistemas de refrigeración, aire acondicionado, espuma rígida de poliuretano, solventes, insecticidas, aerosoles, entre otros. Las Figuras 1.19 y 1.20 dan cuenta de las concentraciones encontrados en la atmósfera de algunos de ellos.

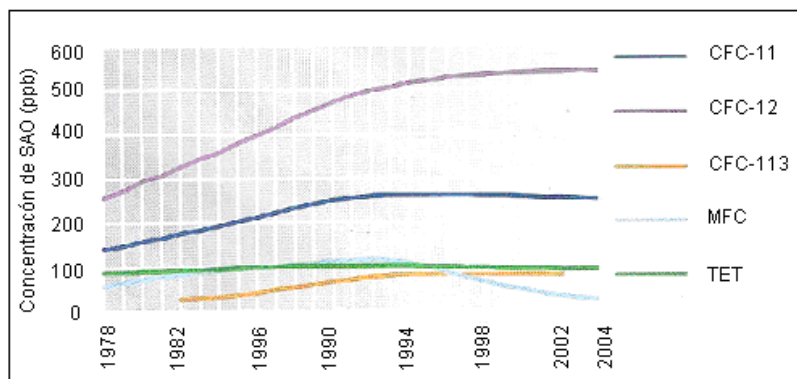


Figura 1.19 Concentración global de algunas SAO (SEMARNAT, 2006a)

Los halocarbonos controlados por el Protocolo de Kioto son los hidrofluorocarbonos (HFCs) y los perfluorocarbonos (PFCs). Los HFCs son gases utilizados para reemplazar las sustancias agotadoras de la capa de ozono y los PFCs se utilizan como productos intermedios en la fundición de aluminio que constituye la principal fuente, seguida de la fabricación de semiconductores.

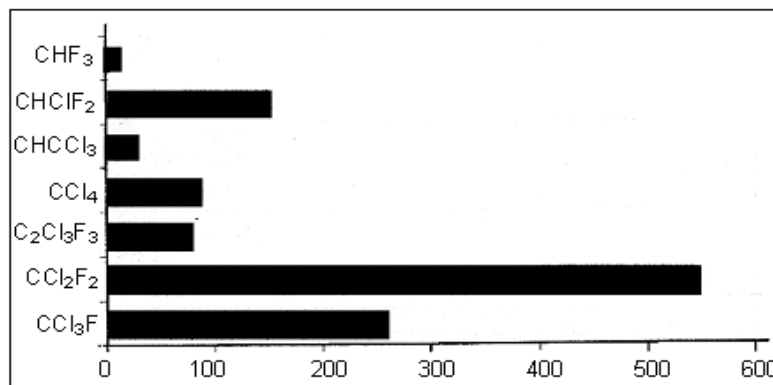


Figura 1.20 Concentraciones atmosféricas de algunos halocarbonos (Schiffer y González-Macías, 2005)

La concentración del hidrofluorocarbono HFC-23 ha aumentado más de tres veces entre 1978 y 1995. Su concentración en 1998 fue de 14 partes por billón en volumen, y tiene una tasa de cambio de concentración de 0.55 partes por billón por año. Debido a que las concentraciones actuales son relativamente bajas, la contribución de los HFCs al forzamiento radiativo es relativamente modesta.

Los perfluorocarbonos (PFCs) como el perfluorometano (CF₄) y el perfluoroetileno (C₂F₆), tienen tiempos de residencia atmosférica extremadamente largos y absorben gran cantidad de radiación infrarroja. Por lo tanto, estos compuestos, aún en cantidades relativamente reducidas, tienen la posibilidad de influir sobre el clima hasta un futuro muy lejano. Las emisiones antropogénicas actuales superan a las naturales por un factor de mil o más, y son responsables del aumento observado. Se proyecta que el CF₄ aumentará su concentración en la atmósfera entre los años 1998 y 2100 hasta 200 y 400 ppb (IPCC, 2001).

1.1.3.5 Hexafluoruro de azufre

El hexafluoruro de azufre (SF₆) es un gas de efecto invernadero 22,200 veces más eficaz que el CO₂ por unidad de masa (kg). Este gas se utiliza como aislante en interruptores y equipos eléctricos. Es generado también por fugas en procesos de fabricación de algunos semiconductores y manufacturación de magnesio. Las concentraciones actuales en la atmósfera son muy bajas (del orden de 4.2 ppb); sin embargo, tienen una tasa de cambio de concentración importante de 0.24 ppb por año (Martínez y Fernández, 2004). Se proyecta que el SF₆ alcanzará concentraciones atmosféricas en el periodo de 1998 a 2100 de entre 35 y 65 ppb (IPCC, 2001). En el año 2000, la suma de las emisiones de HFCs, PFCs, y SF₆, en Estados Unidos, fue de 121.3 Tg de CO₂ equivalente; es decir, un incremento de 29.6% respecto a la cifra de 1990 (93.6 Tg de CO₂ equivalente) (EPA, 2002).

1.1.3.6 El ozono y gases importantes por su forzamiento radiativo indirecto

El ozono (O₃) se crea naturalmente en la troposfera y también como consecuencia de reacciones fotoquímicas en las que intervienen gases resultantes de actividades humanas ("smog"). El ozono troposférico se comporta como un gas de efecto invernadero indirecto. En la estratosfera se produce por efecto de la interacción entre la radiación solar ultravioleta y el oxígeno molecular (O₂). El ozono estratosférico desempeña un papel fundamental en el balance radiativo de la estratosfera. Su concentración alcanza su valor máximo en la capa de ozono.

Se ha observado que la pérdida de O₃ en la estratosfera en las dos décadas pasadas ha causado un forzamiento negativo de 0.15+ 0.1 Wm⁻² (tendencia hacia el enfriamiento) del sistema troposfera-superficie. Se estima que la concentración del ozono troposférico aumentó en 35% desde el periodo pre-industrial (Schiffer y González-Macias, 2005).

Sin embargo, a partir de mediados de los años ochenta, se observaron incrementos bajos (IPCC, 2001) como se aprecia en la Figura 1.21. El forzamiento radiativo del ozono varía de manera considerable por región y responde mucho más rápidamente a los cambios en las emisiones que aquellos gases de efecto invernadero con un tiempo de vida largo.

El monóxido de carbono (CO) tiene un efecto indirecto en el forzamiento radiativo, debido a que reacciona con otros compuestos presentes en la atmósfera, como es el radical hidroxilo; de no hacerlo así contribuiría a la destrucción del metano y del ozono en la troposfera. El monóxido de carbono se produce cuando los combustibles que contienen carbono son quemados de manera incompleta. Como ya se mencionó, eventualmente se oxida a bióxido de carbono, mediante algunos procesos naturales en la atmósfera.

Su tiempo de permanencia en la atmósfera es corto, por lo que su concentración es variable en el espacio (Martínez y Fernández, 2004). Estudios de modelación indican que la emisión de 100 millones de toneladas de CO es equivalente en términos de perturbaciones de gases de efecto invernadero a la emisión de casi 5 millones de toneladas de CH₄ (IPCC, 2001).

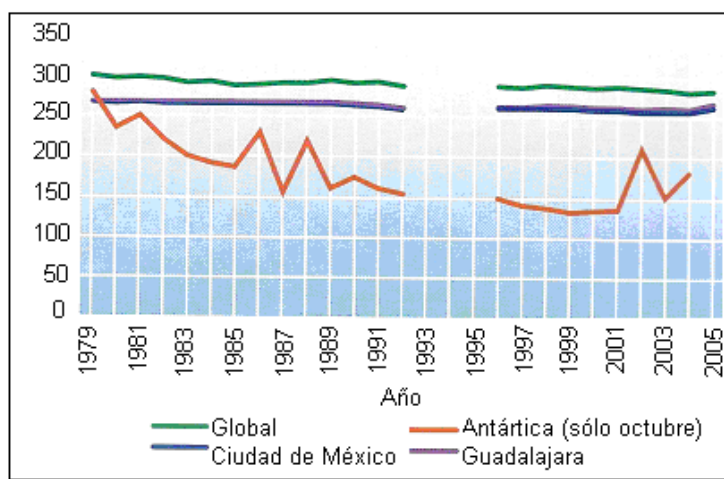


Figura 1.21 Concentraciones del ozono estratosférico (unidades Dobson) (SEMARNAT, 2006a)

Los Compuestos Orgánicos Volátiles no Metano (COVNM) son sustancias que se evaporan a la temperatura ambiente. En esta clasificación se incluyen varios hidrocarburos, así como algunos compuestos que contengan en sus estructuras moleculares átomos de oxígeno y de azufre. Los COVNM como el etano, propano y butano contribuyen a la formación de ozono y de oxidantes mediante una reacción foto química con los óxidos de nitrógeno en la troposfera. Desde luego, el ozono es el producto que interesa desde el punto de vista del efecto invernadero por su efecto directo en el forzamiento radiativo.

Los compuestos orgánicos volátiles son emitidos fundamentalmente en los procesos industriales, en el sector transporte, en el quemado de la biomasa y en el consumo no industrial de solventes orgánicos, pero la vegetación también contribuye de manera natural a sus emisiones. Su permanencia en la atmósfera es corta y su concentración varía espacialmente.

El término "óxidos de nitrógeno" se representa como NO_x, y son el óxido nítrico (NO) y el bióxido de nitrógeno (NO₂). Por regla general, todos los óxidos de nitrógeno se transforman en NO₂ en el aire, por eso la observación se centra en este gas. Los NO_x son generados por la quema de biomasa, la combustión de combustibles fósiles, y en la estratosfera por la fotodegradación del óxido nitroso. Los efectos fundamentales en el cambio climático de estos gases son indirectos y resultan de su papel en la promoción de la formación del ozono en la troposfera y en menor grado en la baja estratosfera, donde tienen efectos positivos en el forzamiento radiativo.

Los aerosoles presentes en la troposfera son el resultado fundamentalmente de las emisiones de bióxido de azufre resultantes de la quema de los combustibles fósiles y de biomasa. En las partículas de aerosoles hay sulfatos, iones amonio, nitratos, sodio, cloruros, metales, carbón, silicatos y agua. El carbón presente en los aerosoles puede ser carbón elemental o carbón orgánico. El carbón elemental, también llamado carbón negro o grafito, es emitido principalmente por los procesos de combustión, en tanto que el carbón orgánico puede formarse por condensación de compuestos orgánicos de baja volatilidad.

Los aerosoles influyen en el clima de manera directa absorbiendo la radiación solar, y de manera indirecta como núcleos de condensación en la formación de nubes. La magnitud de su efecto directo en el forzamiento radiativo, en una localidad y tiempo determinados, depende de la radiación dispersada al espacio exterior (Martínez y Fernández, 2004). Ésta, a su vez, depende del tamaño y propiedades ópticas de los aerosoles, de su abundancia y del ángulo del sol con el cenit. Por su parte, el efecto indirecto es consecuencia de que los núcleos de condensación de nubes aumentan en número con el incremento en la concentración de los aerosoles. Esto hace que se afecte la habilidad de la Tierra para reflejar la fracción de la radiación solar total que incide en su superficie (Seinfeld y Pandis, 1998).

Un porcentaje alto de los aerosoles antropogénicos en la troposfera es el resultado fundamentalmente de las emisiones de bióxido de azufre que se generan en la quema de combustibles fósiles y de biomasa. El efecto neto de los aerosoles es negativo en lo que respecta al forzamiento radiativo (es decir, un efecto neto de enfriamiento en el clima).

Aunque debido a sus vidas cortas en la atmósfera sus concentraciones responden rápidamente a cambios en las emisiones, desde el punto de vista regional los efectos negativos en el forzamiento radiativo de los aerosoles pueden balancear el forzamiento positivo de los gases de efecto invernadero. Aunque el bióxido de azufre no está controlado por la CMNUCC, los países signatarios del Protocolo de Kioto deberán informar de las emisiones de este gas.

1.2 La biomasa

La biomasa, en su definición más amplia, es toda la materia orgánica de origen vegetal o animal, incluyendo los materiales procedentes de su transformación natural o artificial. La biomasa natural es la que se produce en la naturaleza sin la intervención humana. La biomasa residual es la que genera cualquier actividad humana, en los procesos agrícolas, ganaderos y los del propio hombre, tal como, basuras y aguas residuales. La biomasa producida, es la cultivada con el propósito de obtener biomasa transformable en combustible, en vez de producir alimentos, como la caña de azúcar en Brasil, orientada a la producción de etanol para carburante.

La agroenergética es una nueva faceta de la agricultura, en la que se pretende la producción de biomasa mediante cultivos específicos y la transformación de ésta en productos energéticos de fácil utilización, en sustitución de los combustibles tradicionales. Entre las energías renovables, una de las fuentes más importantes para el futuro cercano es la biomasa.

Entre las fuentes primarias de energía, después del carbón y el aceite se encuentra la biomasa. Por su amplia disponibilidad, renovable en la naturaleza y potencialmente neutral con respecto a las advertencias globales (Abbas y col., 1996). El potencial de la biomasa para ayudar a satisfacer la demanda energética del mundo ha sido ampliamente reconocido. Desde el punto de vista energético, la biomasa se puede aprovechar de dos maneras; quemándola para producir calor o transformándola en combustible para su mejor transporte y almacenamiento (Tabla 1.2).

La reducción de las formas de energía importadas y conservación del suministro limitado de combustibles fósiles depende de la utilización de las demás fuentes de energía combustible natural. Esto ha resultado en el uso de la biomasa como una fuente de energía alterna para ciudades en desarrollo desde que las economías de esas ciudades están basadas principalmente en la agricultura y silvicultura. La naturaleza de la biomasa es muy variada, ya que depende de la propia fuente, pudiendo ser animal o vegetal, pero generalmente se puede decir que se compone de hidratos de carbono, grasas y proteínas. Siendo la biomasa vegetal la que se compone mayoritariamente de hidratos de carbono y la animal de grasas y proteínas.

Tabla 1.2 Opciones tecnológicas para el aprovechamiento de la biomasa (CRE, 2005)

Alternativa tecnológica	Fuente primaria	Aplicación
Combustión directa	Madera Basura orgánica Esquilmos agrícolas Excrementos animales	Cogeneración industrial de electricidad y vapor Combustible doméstico
Biogás de rellenos Sanitarios	Basura orgánica	Generación de electricidad
Biogás de procesos de fermentación controlada	Basura orgánica Esquilmos agrícolas Excrementos animales Lodos de plantas de tratamiento	Generación de electricidad Cogeneración de electricidad y vapor Combustible doméstico rural
Gasificación de materia orgánica	Basura orgánica Residuos agrícolas y forestales	Generación de electricidad
Producción de biocombustibles	Melazas y almidones oleaginosas	Etanol y gasolinas oxigenadas Biodiésel

Entre las consideraciones que han incrementado el interés por los usos energéticos de la biomasa destacan:

- a) La existencia de tecnologías bien desarrolladas para generar, a partir de ella, energía calorífica (quemándola en calderas) y combustibles líquidos y gaseosos, tales como: Alcoholes etílicos y metílicos o metano (utilizables con solo modificaciones menores en dispositivos que actualmente queman hidrocarburos, o en dispositivos estándar empleando una mezcla de biocombustible de baja concentración e hidrocarburos; esto es, los combustibles obtenidos de la biomasa pueden ser complemento o sustituto de los combustibles fósiles).
- b) Muchas de las sustancias orgánicas obtenidas del petróleo, gas natural o carbón, empleadas en industrias como la petroquímica, pueden obtenerse también a partir de la biomasa (Concheiro y Viqueira, 1985).

El costo de producción de electricidad a partir de la biomasa depende del tipo de tecnología, el costo de la biomasa y su propia naturaleza. Si se compara con el uso de tecnologías convencionales que usan combustibles fósiles, los costos de capital son elevados, y pueden fluctuar entre 2 y 4 veces los montos de inversión que se tienen en plantas de ciclo combinado. El costo de la biomasa como combustible es muy variado, ya que depende del tipo y calidad que se tenga disponible.

En la actualidad la leña, usada directamente como combustible o como carbón de leña, cubre las necesidades energéticas de casi 2,400 millones de personas, que constituyen el 40% de la población del planeta. En Asia, el porcentaje de biomasa en el abasto de energía primaria es del 25% (18 % en China y 39% en India) y del 49% en África, mientras que en América Latina, la contribución de la biomasa en el abasto energético es del 18% (Tabla 1.3).

Se estima que el uso de la biomasa en estas comunidades equivale alrededor de mil megatoneladas equivalentes de petróleo por año, el triple de la cantidad contenida en el carbón que se extrae en Europa, y dos veces las del carbón que se produce en Estados Unidos o en la República Popular China. Actualmente dentro de las energías renovables, la biomasa es la fuente que contribuye en mayor medida a la producción de energía primaria, aunque solamente el 7% es usado para generar electricidad, alrededor de 239,000,000 MWh, como se aprecia en la Figura 1.22.

Tabla 1.3 Población que depende de la biomasa para alimentación y calefacción de hogares (CRE, 2005)

País /Región	Poblaciones (millones)	Población (%)	Biomasa en el suministro de energía (%)
China	705	54	17.50
India	585	56	38.70
Indonesia	155	71	27.50
Resto de Asia	265	41	22.50
África	585	75	49.00
América Latina	95	18	17.70
Países en desarrollo	2,390	48	22.00

El mundo depende de la biomasa para obtener cerca de 11% de su energía. Se estima que 46 Exajoules (EJ) de la energía primaria global se derivan de la biomasa: 85% por uso "tradicional" (leña y estiércol para combustible doméstico) y 15% en uso industrial de combustibles, procesos de Calor y Energía Combinados (CHP), y electricidad. Con un estimado de 54,000 MW de capacidad instalada alrededor del mundo, la biomasa es la segunda fuente de energía de generación eléctrica dentro de las energías renovables después de la hidroeléctrica.

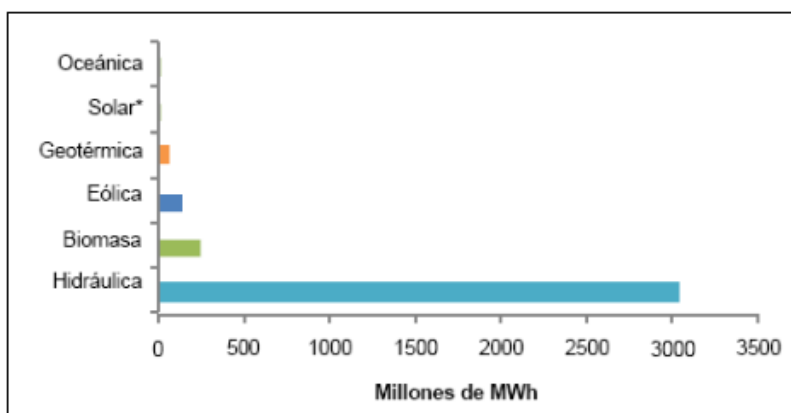


Figura 1.22 Generación mundial de electricidad a partir de biomasa (DOF, 2009)

E.E. U.U es el más grande generador de energía a través de biomasa y residuos, con casi 12 GW instalados (Tabla 1.4). Alemania fue el segundo generador de electricidad dentro de los países integrantes de la OECD, con 38.303 TWh y Japón se posicionó como el tercero con 15.506 TWh. Existen cerca de 800 plantas operando en Europa, alimentadas por biomasa sólida, lo que representa un estimado de 7 GW de capacidad, la mayoría de las plantas se localizan en Escandinavia, al utilizar la madera como combustible. Sin embargo Austria y Alemania han tenido un crecimiento significativo en el desarrollo de tecnologías para transformar la biomasa, entre ellas el uso del ciclo combinado.

Tabla 1.4 Capacidad y producción de energía a partir de biomasa y residuos en 2009 (IEA, 2009a)

País	Capacidad (GW)	Producción (TWh)
Estados Unidos	11.9	65.4
Brasil	6.9	21.3
Alemania	5.0	38.3
Suecia	3.2	11.3
China	3.0	2.5
Total mundial	56.1	253.0

El potencial de la bioenergía en México se estima entre 2,635 y 3,771 Petajoules al año. En el sector agroindustrial de la caña de azúcar, se ha calculado un potencial de generación de electricidad, a partir del bagazo de caña, superior a 3,000,000 de MWh al año. Del potencial estimado de bioenergía, entre 27 y 54% proviene de los combustibles de madera, 26% de los agro-combustibles y 0.6% de los subproductos de origen municipal.

Se estiman además 73 millones de toneladas de residuos agrícolas y forestales con potencial energético, y aprovechando los residuos sólidos municipales de las 10 principales ciudades para la generación de electricidad a partir de su transformación térmica, se podría instalar una capacidad de 803 MW y generar 4,507 MWh/año. Por otro lado se estima que las comunidades rurales aisladas del país, satisfacen la mayor parte de sus necesidades energéticas con biomasa, principalmente con leña, la cual provee cerca del 75% de la energía de los hogares.

En México la biomasa se ubicó en 349.40 PJ en el año 2009, cifra 10% menor a la del 2008 (Tabla 1.5) se observó una caída del 3.3% en la producción de biomasa, producto de la disminución de 2.9% en la superficie industrializada y sequía a inicio de la zafra 2008/09.

Tabla 1.5 Producción de energía primaria en México por la biomasa (SENER, 2009)

Periodo	2006 (PJ)	2007(PJ)	2008(PJ)
Bagazo de caña			
Producción	96.9	99.5	99.1
Oferta interna bruta	95.8	98.4	98.0
Total transformación	0	0	0
Consumo final total	95.8	98.4	98.0
Consumo final no energético	1.6	0.8	0.5
Consumo final energético	94.2	97.6	97.4
Leña			
Producción	247.2	246.7	246.3
Oferta interna bruta	247.2	246.7	246.3
Total transformación	0	0	0
Consumo final total	247.2	246.7	246.3
Consumo final no energético	0	0	0
Consumo final energético	247.2	246.7	246.3

CAPÍTULO 2 ANÁLISIS TÉCNICO

2.1 Procesos de conversión de la biomasa

La utilización con fines energéticos de la biomasa requiere de su adecuación para utilizarla en los sistemas convencionales (Guillén, 2004). Los posibles caminos para la conversión de la biomasa en energía se presentan en la Figura 2.1. Los procesos de conversión pueden ser: Biológicos o termoquímicos, con un tratamiento físico previo, como serían los procesos que actúan físicamente sobre la biomasa y están asociados a las fases primarias de transformación. Dentro de lo que puede denominarse fase de acondicionamiento se incluye: Triturado, astillado, compactado e incluso secado.

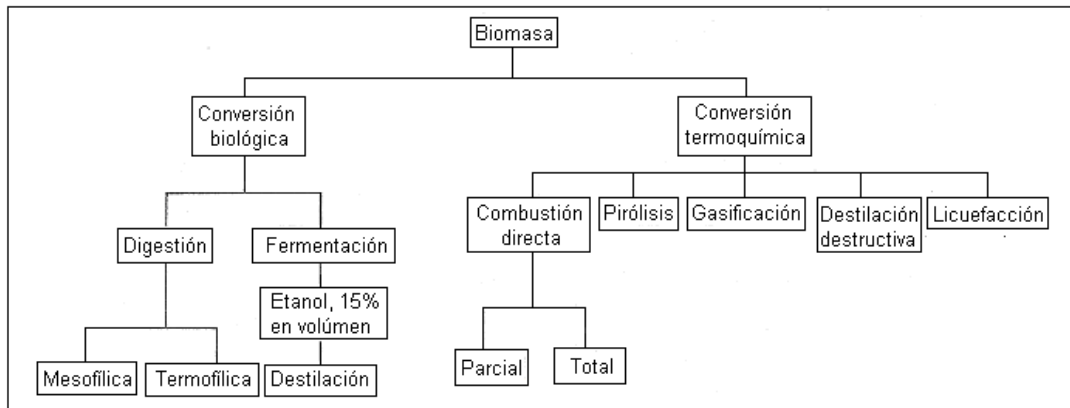


Figura 2.1 Posibles caminos para la conversión de biomasa en energía (Concheiro y Viqueira, 1985)

2.1.1 Procesos termoquímicos

Están basados en la transformación química de la biomasa, al someterla a altas temperaturas (300 °C – 1500 °C). En la Figura 2.2 se encuentran dos de los procesos de conversión de la biomasa y los productos obtenidos de ella.

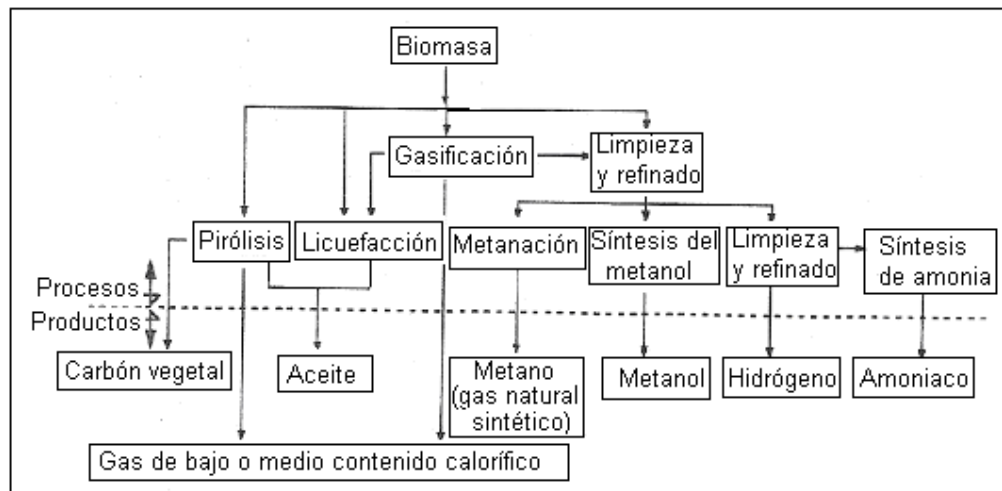


Figura 2.2 Procesos de conversión de la biomasa y productos obtenidos (Concheiro y Viqueira, 1985)

Cuando se calienta la biomasa se produce un proceso de secado y evaporación de sus componentes volátiles, seguido de reacciones de descomposición de sus moléculas y de reacciones en la que los productos resultantes de la primera fase reaccionan entre sí, junto con los componentes de la atmósfera en la que tenga lugar la reacción, de esta forma se consiguen los productos finales. Según el control de las condiciones del proceso se consiguen productos finales diferentes, lo que da lugar a los tres procesos principales de la conversión termoquímica de la biomasa.

2.1.1.1 Combustión

El proceso de convertir la biomasa en un producto útil tal como electricidad y calor, puede involucrar tecnologías de conversión, tanto primarias como secundarias, o ambas. En la tecnología primaria, la biomasa sin tratamiento, es convertida directamente en calor, en un combustible más conveniente, o en un transportador de energía en forma de gases (tales como el CH_4 , H_2) combustibles líquidos (tales como el CH_3OH , $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$) o ceniza (C).

Las tecnologías secundarias convierten estos transportadores en el producto final de energía deseado, tal como el transporte de los productos, mercancías y personas o iluminación eléctrica (Sims, 2002). Las tecnologías primarias y secundarias pueden ser inseparables en ciertas aplicaciones específicas. Tanto la combustión, la gasificación y pirólisis son tecnologías de conversión primarias. La Figura 2.3 muestra el esquema de una planta de combustión.

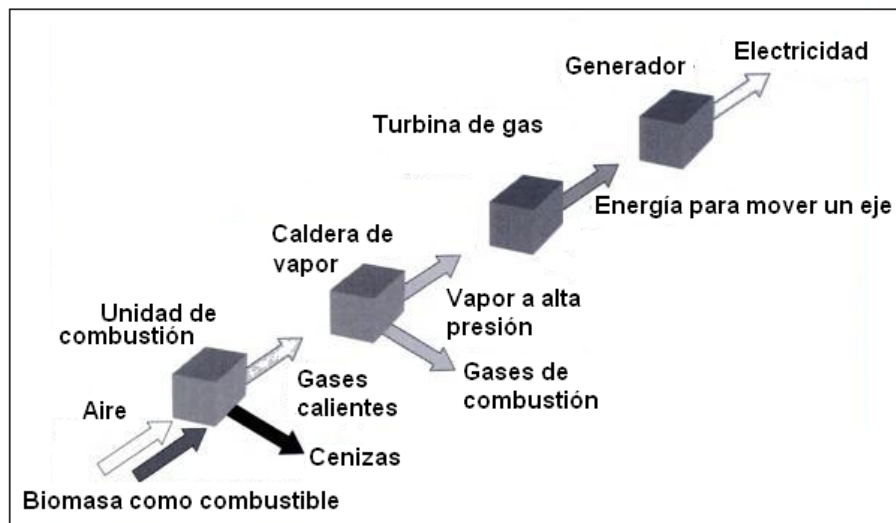


Figura 2.3 Esquema de una planta de combustión (Sims, 2002)

La tecnología de conversión primaria incluye la combustión, gasificación y pirólisis e hidrólisis. Las tecnologías secundarias incluyen:

- Calderas: Utilizan el calor de la combustión y lo usan para elevar la temperatura del agua o convertirla en vapor. Dicho vapor o agua caliente puede usarse para abastecer las necesidades térmicas de una fábrica o para alimentar una turbina de vapor para generar la electricidad.
- Turbinas de gas/motor de gas: El proceso de gasificación primaria produce gas productivo (CO , H_2 y probablemente CH_4) con poder calorífico medio o bajo. Puede someterse a combustión directamente en una turbina de gas o motor de combustión interna, acoplándose directamente a un generador para la producción de electricidad o a una caja de cambios para conducción mecánica. En años recientes, se ha hecho énfasis en el mejoramiento de la eficiencia de la

generación termoeléctrica, lo cual ha conducido al desarrollo de las plantas de ciclo combinado, que recuperan el calor liberado de las turbinas de gas, para producir vapor para utilizarlo en la generación de energía eléctrica extra por medio de una turbina de vapor.

- Motor de combustión interna: Usado para propósitos de transporte que puede ser alimentado por biocombustibles como el biodiésel, gas productivo o aceite pirolítico.

El proceso de combustión

Se quema el combustible en una atmósfera oxidante, de aire u oxígeno, obteniendo cuando es completa, dióxido de carbono, agua y sales minerales (cenizas), obteniendo calor en forma de gases calientes. La combustión es un proceso de oxidación exotérmica que ocurre a una temperatura relativamente alta. El proceso incluye la volatilización de los vapores del combustible propios de la biomasa, el cual arde en llamas, mientras que el material residual en forma de cenizas de carbón es quemado, cuando se adiciona más aire. Cuando la biomasa seca es sometida a combustión las fases que ocurren son:

- Calor y secado: Cuando la biomasa es calentada, cantidades excedentes de humedad en la biomasa se evaporan de las células. Esta cantidad de humedad, varía entre 10% y 50% del total de peso (base húmeda), el cual es mucho mayor que la del carbón (normalmente entre 3% y 10% cuando es extraído de la mina). Ésto reduce la efectividad o el calor útil disponible de la energía contenida en el combustible proveniente de la biomasa. Esto también afecta el gradiente de temperatura, lo cual puede ocurrir dentro de la pieza o partícula de madera y como resultado alentar el proceso de calentado y secado.
- Destilación de las partículas volátiles: Después de que la evaporación de las moléculas de agua se completó, más calor es absorbido y los gases volátiles son liberados, cuando las temperaturas están entre los 180°C y los 530°C, y la destilación ocurre (similar a la destilación de los productos de aceite crudo en una oleo refinera). Estos gases incluyen componentes orgánicos complejos saturados e insaturados, incluyendo las parafinas, fenoles, ésteres y ácidos grasos, los cuales tienen una temperatura de destilación por separado, y por tanto podrían teóricamente ser procesados en una biorefinería para producir diversos químicos.
- Combustión de los gases volátiles: La ignición toma lugar entre los 630°C y 730°C, los gases producidos de la biomasa se combinan exotérmicamente con el oxígeno para producir calor, y principalmente CO₂ y vapor de agua. La temperatura de flama que alcanza en el horno durante esta fase gaseosa dependerá del nivel de aire excesivo presente, de la cantidad de humedad en la madera o biomasa inicial, ya que habrá sido evaporada en esta zona, donde la fase de reacción gaseosa ocurre.
- Combustión del carbono: Una vez que la humedad y los volátiles se han apartado, el carbono del combustible queda en forma de ceniza, el cual comienza a quemarse cuando hay mayor disponibilidad de oxígeno. En un lecho común de combustión el oxígeno reacciona con el carbono para formar principalmente CO. Este gas es quemado para formar CO₂, pero es reducido por más carbono, regresando a la forma de CO. Estos tres procesos coinciden a un mismo tiempo, debido a esto, el producto gaseoso principal que abandona el lecho de combustión en esta etapa es el CO. Cuando este alcanza el aire secundario, éste se quema y forma CO₂, el cual es liberado a la atmósfera.

Para llevar a cabo un buen proceso de combustión se requieren 3 grandes factores: El tiempo, la temperatura y la turbulencia (Basu, 2006). Estos tres factores son encontrados en un combustor de

lecho fluidizado, en el cual la buena recirculación, tanto interna como externa de los sólidos calientes a temperatura de combustión, proporciona a las partículas combustibles un tiempo prolongado y temperatura adecuada. Las altas temperaturas de la mezcla gas-sólido en los hornos de lechos fluidizados también proporcionan la turbulencia necesaria para un buen proceso de combustión.

Otra característica de la biomasa es su contenido relativamente volátil (60-80%). La combustión con procesos de reducción de NO_x evita la extracción de calor por ductos inmersos en el lecho, lo cual es mejor desde el punto de vista de disponibilidad de las calderas, debido a que la corrosión en las tuberías es el mayor problema de las calderas de lecho burbujeante. Una humedad relativamente alta contenida (10-65 %), incrementa el flujo volumétrico de gas por unidad de calor liberado. Ésto demanda grandes separadores ciclónicos y salidas muy amplias en las calderas de lecho fluidizado. En la Tabla 2.1 se observa que el contenido de oxígeno usando biomasa puede ser muy alto: Entre 30 y 40 %. Así la demanda de aire en la combustión para la biomasa es relativamente baja, lo que significa que podría haber menos nitrógeno en el gas, lo cual ayudaría a reducir las pérdidas del secado del gas.

Tabla 2.1 Composición de algunas fuentes combustibles de la biomasa (Basu, 2006)

Combustible	Unidad	Cáscara de arroz	Desechos de madera	Aserrín
Poder calorífico máximo	MJ/Kg	16.2	20.14	20
Humedad	Peso %	9.7	14.2	53.9
Compuestos volátiles	-	66	79.1	39.19
C	Peso %	40.2	49	50.6
H	-	5	5.9	6
O	-	36.3	40.7	42.78
N	-	0.3	2.5	0.2
S	-	0.05	0.05	0.01
Cl	-	0.1	0.03	0.01
Cenizas	-	18.2	1.9	0.41
Composición de las cenizas	-	-	-	-
SiO₂	% de ceniza	89	32	4.9
Al₂O₃	-	0.41	6.2	0.93
TiO₂	-	-	14	0.2
Fe₂O₃	-	0.25	2.8	1.3
CaO	-	0.75	17	32
MgO	-	0.43	2.7	4.8
Na₂O	-	0.06	2.8	2.4
K₂O	-	2.2	4.7	8.7
P₂O₅	-	-	6.3	-
SO₃	-	0.49	-	19

La biomasa es generalmente más reactiva que los combustibles fósiles como el lignito y la antracita. El producto es la escoria, material pegajoso proveniente de los componentes de las cenizas que se deposita en las calderas y la corrosión (Basu, 2006), debido al alto contenido de álcali en la biomasa, mientras que la corrosión es debida al contenido de cloro.

Actualmente, la combustión directa de la biomasa es empleada por la gran mayoría de la población rural en el mundo para el calentamiento y la cocción de alimentos y en algunas instalaciones industriales para generar calor y vapor. Los sistemas de combustión directa cuyos principios de operación son bien conocidos incluyen fogatas abiertas, cocinas simples, hornos holandeses, calderas y unidades de lecho fluidizado. En las unidades de combustión directa de óptimo diseño es posible lograr una eficiencia de hasta un 60-80 %, mientras que en la combustión a cielo abierto se reduce al 5 ó 10 % (Concheiro y Viqueira, 1985). La mayor parte de los sistemas industriales de combustión directa de biomasa emplean

cortezas celulósicas. Aunque pueden emplearse materiales con hasta un 65 % de humedad, pero cuanto menor sea la humedad, mayor será la eficiencia de los sistemas.

2.1.1.2 Gasificación

Es un proceso de oxidación parcial o reacción parcial a una temperatura entre 600 °C y 1,500 °C en una atmósfera pobre en oxígeno. Es un proceso en el cual se produce gas de síntesis comprimido, principalmente hidrógeno (H₂) y monóxido de carbono (CO). No es una oxidación completa o proceso de combustión, el cual produce básicamente energía térmica en forma de calor y gases como el NO_x, SO₂ y CO₂. La gasificación convierte los hidrocarburos tales como el carbón, el coque de carbón y la biomasa, en un gas de síntesis, o simplemente en una mezcla gaseosa de alto valor económico, que puede ser procesado para producir químicos, fertilizantes, combustibles líquidos, hidrógeno y electricidad (Figura 2.4).

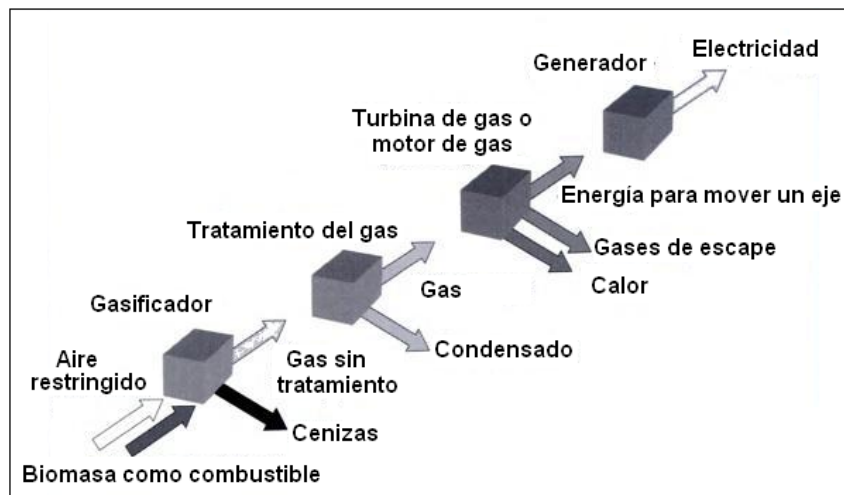


Figura 2.4 Esquema de una planta de gasificación (Sims, 2002)

El proceso funciona de la siguiente manera: Se parte de una biomasa o de un hidrocarburo en las condiciones en las que se encuentre. La biomasa se acondiciona mediante la limpieza, secado y homogeneizado. El reactor presurizado a altas temperaturas es alimentado por la biomasa, el aire atmosférico y vapor, hasta que las estructuras químicas de la biomasa o hidrocarburos son rotas. Los productos resultantes de la reacción es el gas de síntesis y los residuos (cenizas) que alcanzan valores entre el 4 % y el 12 % según la biomasa inyectada. El gas de síntesis se limpia removiendo las impurezas tales como, el sulfuro, mercurio, partículas y otros que se muestran en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Composición típica del gas de síntesis (Heaven, 2001)

Componente	Alimentado por aceite (%molar)	Alimentado por coque (%molar)
CO	45.6	47.7
H ₂	43.3	30.3
CO ₂	8.2	17.9
H ₂ O	0.3	0.1
CH ₄	0.4	0.01
Ar	1.0	0.8
N ₂	0.5	1.3
H ₂ S	0.7	1.8
COS	0.0	0.02

El dióxido de carbono, puede ser removido en este punto. El gas de síntesis es entonces utilizado para hacer un producto sencillo tal como un fertilizante o múltiples productos tales como el hidrógeno o vapor para generar electricidad. Actualmente existen las plantas que combinan los sistemas de gasificación con un moderno y altamente eficiente sistema de energía eléctrica de ciclo combinado, que consiste en una o varias turbinas de gas, integradas con turbinas de vapor y se les denomina plantas de energía integradas de gasificación y ciclo combinadas (GICC).

La gasificación ayuda también a la producción de aceite de los bastos depósitos de chapopote en Canadá y a sustituir el gas natural proveniente del carbón en América. Los tres principales sistemas de gasificadores empleados actualmente son: Flujo ascendente, flujo descendente y lecho fluidizado.

2.1.1.2.1 Gasificador de flujo ascendente

La toma de aire se encuentra en el fondo y los gases salen por arriba como lo muestra la Figura 2.5. Cerca de la parrilla, en el fondo, tienen lugar las reacciones de combustión, que van seguidas de reacciones de reducción algo más arriba, en el gasificador. En la parte alta del gasificador tiene lugar el calentamiento y pirólisis de la carga, como resultado de la transferencia de calor, por convección forzada y radiación, de las zonas inferiores. Los alquitranes y productos volátiles producidos durante este proceso son transportados por la corriente de gas. Las cenizas se remueven del fondo del gasificador.

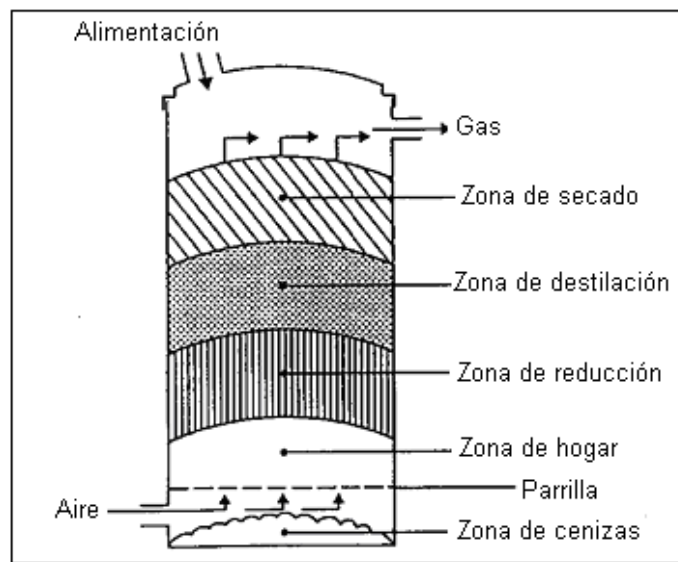


Figura 2.5 Esquema del gasificador de flujo ascendente (FAO, 1993)

Las principales ventajas de este tipo de gasificador consisten en su simplicidad, alta proporción de carbón vegetal quemado e intercambio interno de calor que genera que baje la temperatura de salida del gas y se incremente la eficiencia del equipo y también la posibilidad de funcionar con muchos tipos de carga (aserrín, cáscaras de cereales, etc.).

Los principales inconvenientes provienen de la posibilidad de que se produzcan chimeneas en el equipo, lo que puede motivar la salida de oxígeno y situaciones explosivas peligrosas y la necesidad de instalar parrillas de movimiento automático y también problemas relacionados con la eliminación de líquidos condensados que contienen alquitranes, resultantes de las operaciones de depuración del gas. Esto último tiene poca importancia si el gas se emplea para aplicaciones directas del calor, en cuyo caso, los alquitranes se queman.

2.1.1.2.2 Gasificadores de flujo descendente

Se ha encontrado una solución al problema del arrastre de alquitrán con la corriente de gas, diseñando gasificadores de tiro invertido o corriente descendente, en los cuales el aire de primera gasificación se introduce en la zona de oxidación del gasificador o por encima de ésta. El gas pobre sale por el fondo del aparato, de modo que el combustible y el gas se mueven en la misma dirección, como se muestra esquemáticamente en la Figura 2.6. En su camino hacia abajo, los productos ácidos y alquitranes de la destilación procedentes del combustible deben pasar a través de un lecho incandescente de carbón vegetal y se transforman por ello en gases permanentes de hidrógeno, dióxido de carbono, monóxido de carbono y metano.

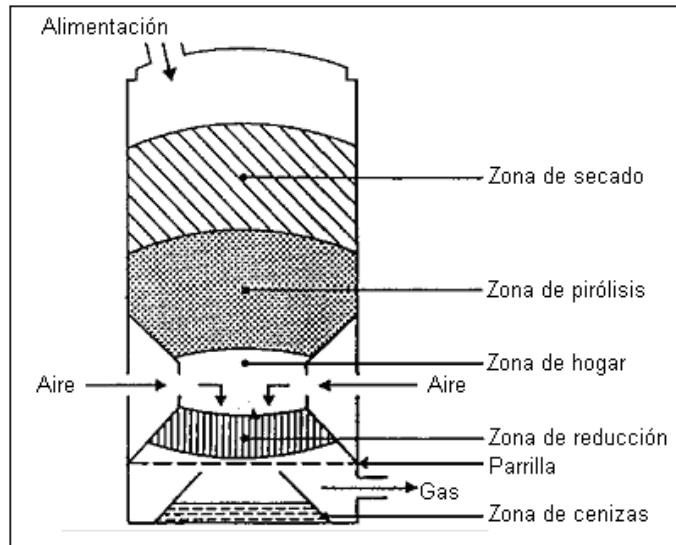


Figura 2.6 Gasificador de corriente descendente o de tiro invertido (FAO, 1993)

Dependiendo de la temperatura de la zona incandescente y del tiempo de paso de los vapores con alquitrán, se logra una descomposición más o menos completa de los alquitranes. La principal ventaja de los gasificadores de tipo invertido radica en la posibilidad de producir un gas sin alquitrán apropiado para aplicarlo a motores. Sin embargo, en la práctica es muy raro lograr un gas libre de alquitranes, en todo el funcionamiento del equipo.

Debido al menor contenido de componentes orgánicos en el líquido condensado, los gasificadores de tiro invertido sufren menos objeciones ambientales que los gasificadores de tiro directo. Un inconveniente importante de los equipos de tiro invertido es que no funcionan con algunos tipos de biomasa. En particular, los materiales blandos y de baja densidad ocasionan problemas de circulación y una caída excesiva de presión y, el combustible sólido hay que convertirlo en gránulos o briquetas antes de utilizarlo.

Los gasificadores de tiro invertido sufren también los problemas relacionados con los combustibles de alto contenido de cenizas (formación de escoria), en mayor proporción que los gasificadores de tiro directo. Un pequeño inconveniente del sistema de tiro invertido en comparación con el de tiro directo es su baja eficiencia, debida a la falta de intercambio interno de calor y al bajo poder calorífico del gas. Además de esto, la necesidad de mantener unas temperaturas altas uniformes en una sección transversal determinada, hace imposible el uso de los gasificadores de tiro invertido en una serie de potencias arriba de los 350 KW (potencia en el eje).

2.1.1.2.3 Gasificados de flujo transversal

Los gasificadores de tiro transversal, son una adaptación para el empleo de carbón vegetal. La gasificación del carbón vegetal produce temperaturas muy elevadas (1 500°C y más) en la zona de oxidación que pueden producir problemas en los materiales. En los gasificadores de tiro transversal, el propio combustible (carbón vegetal) sirve de aislamiento contra estas altas temperaturas. Las ventajas del sistema, es que pueden funcionar en muy pequeña escala, pudiendo resultar económicamente viables y en ciertas condiciones puede haber instalaciones inferiores a 10 KW (potencia en el eje). La razón está en la gran sencillez del conjunto de depuración del gas (sólo un quemador de ciclón y un filtro caliente) que se puede emplear cuando se utiliza este tipo de gasificador junto con motores pequeños. Un inconveniente de los gasificadores de tiro transversal es su capacidad mínima de transformación del alquitrán y la necesidad de emplear carbón vegetal de alta calidad (bajo contenido de productos volátiles).

2.1.1.2.4 Gasificador de lecho fluidizado

El funcionamiento de los gasificadores de tiro directo y de tiro invertido se ve afectado por las propiedades morfológicas, físicas y químicas del combustible. Los problemas que se encuentran corrientemente son: La falta de tiro en el depósito, la formación de escoria y la excesiva caída de presión en el gasificador. En este gasificador se sopla aire a través de un lecho de partículas sólidas a velocidad suficiente para mantenerlas en estado de suspensión. Se comienza por calentar externamente el lecho y el material de alimentación se introduce tan pronto como se alcanza una temperatura suficientemente elevada. Las partículas del combustible se introducen por el fondo del reactor, se mezclan muy rápidamente con el material del lecho y se calientan casi instantáneamente alcanzando la temperatura del lecho.

Como resultado de este tratamiento, el combustible se piroliza muy rápidamente, dando como resultado una mezcla de componentes, con una cantidad relativamente elevada de materiales gaseosos. En la fase de gas, se produce una nueva gasificación y reacciones de transformación de los alquitranes. La mayoría de los sistemas van equipados con un ciclón interno, a fin de reducir al mínimo el escape de alquitrán por soplado. En la Figura 2.7 se ilustra un gasificador de lecho fluidizado.

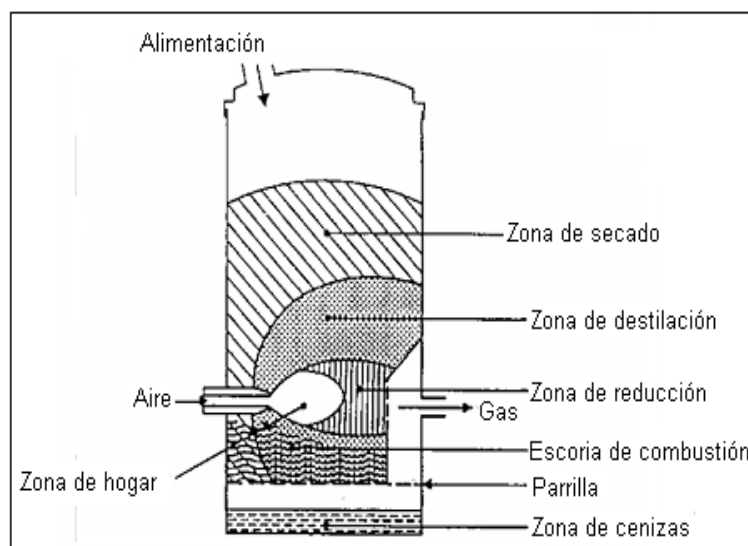


Figura 2.7 Esquema del gasificador de lecho fluidizado (FAO, 1993)

Las partículas de ceniza se transportan también por la parte superior del reactor, debiendo extraerse de la corriente de gas si éste se emplea en aplicaciones para motores. Un sistema de diseño que pretende eliminar tales dificultades es el gasificador de lecho fluidizado. La selección del tipo de gasificador que se va a emplear depende de la potencia que se desee.

Los gasificadores de lecho fluidizado se utilizan para instalaciones de gran escala, mientras que para pequeñas potencias se prefieren los de flujo descendente. Otros tipos de reactores son los de lecho fluidizado burbujeante, los de lecho fluidizado circulante, y los de lecho fluidizado presurizados. Otros tipos de reactores son los ciclónicos y los rotatorios, además de diferentes tipos de reactores de cama móvil.

Hasta potencias de 1 MW se recomienda casi exclusivamente la utilización de gasificadores de flujo ascendente. Este tipo de gasificador es, además, el más sencillo de todos; y para potencias mayores de 10 y hasta alrededor de 50 MW compiten los reactores de tipo flujo descendente y los de lecho fluidizado burbujeante. Para potencias mayores de 100 MW se usan exclusivamente los de lecho fluidizado presurizados. La Tabla 2.3 indica el tipo de gasificador y la capacidad de salida.

Tabla 2.3 Capacidad de salida típica para diversos diseños de gasificadores (Sims, 2002)

Tipo de gasificador	Rango en watts
Flujo ascendente	20KW-1MW
Flujo descendente	1MW-15 MW
Lecho fluidizado burbujeante	2MW-50MW
Lech fluidizado circulante	10MW-120MW
Lecho fluidizado presurizado	80MW-500MW

La gasificación permite la utilización del carbón doméstico, el coque de petróleo y la biomasa para producir electricidad con reducidos impactos ambientales significativos, comparados con la tecnología de combustión tradicional. Por que el gas de síntesis natural es limpiado antes de la combustión, las plantas de gasificación producen significativamente menos cantidades de contaminantes al aire, tales como el nitrógeno, y el dióxido de sulfuro. La Tabla 2.4 nos permite ver una comparación de la gasificación y la combustión.

Tabla 2.4 Gasificación comparada con la combustión del carbón (GTC, 2009)

Componentes del carbón	Gasificación	Combustión
Carbono	CO	CO ₂
Hidrógeno	H ₂	H ₂ O
Nitrógeno	N ₂	NO ₂
Sulfuro	H ₂ S	SO ₂
Oxígeno	-	O ₂

La gasificación permite la recuperación de la energía disponible proveniente de materiales de bajo costo, tales como el coque de petróleo, y desperdicios sólidos de basura municipales, reduciendo en ambos problemas el impacto ambiental y los costos de manejo del desecho. El dióxido de carbono puede ser capturado por las plantas de gasificación usando las tecnologías que ya existen antes de la combustión del gas de síntesis en las turbinas de gas.

La gasificación ha sido utilizada comercialmente alrededor del mundo por más de 50 años por las industrias químicas, refinerías y fertilizantes y por más de 35 años por la industria eléctrica. Existen más de 420 gasificadores actualmente, en más de 130 plantas operando en el mundo. La Figura 2.8 muestra

en porcentaje el desarrollo de la tecnología en el año 2004 al 2009, en los 3 continentes con mayor participación, también se muestra que en Asia se tiene el mayor crecimiento con un aporte del 81%. La capacidad de las plantas gasificadoras está proyectada para tener un crecimiento del 70 % para el año 2015 (Figura 2.9).

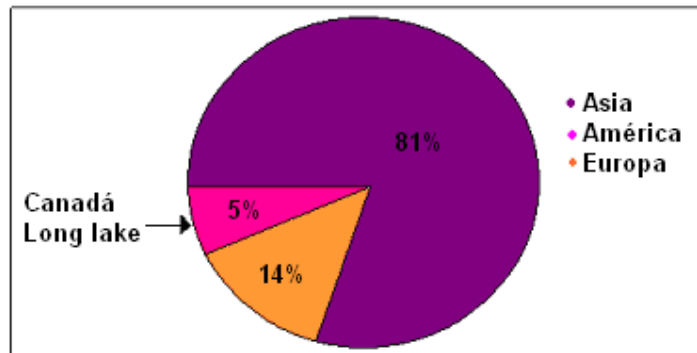


Figura 2.8 Capacidad mundial de generación eléctrica por gasificación en plantas tipo GICC (GTC, 2009)

Las principales industrias interesadas en dicho crecimiento son las químicas y las de fertilizantes y las de carbón-líquidos en China y la poligeneración en E.E. U.U, así como refinerías en Europa. China tiene una expectativa de crecimiento muy alto, desde el año 2004 ha tenido licencias y ha construido 29 nuevas plantas de gasificación.

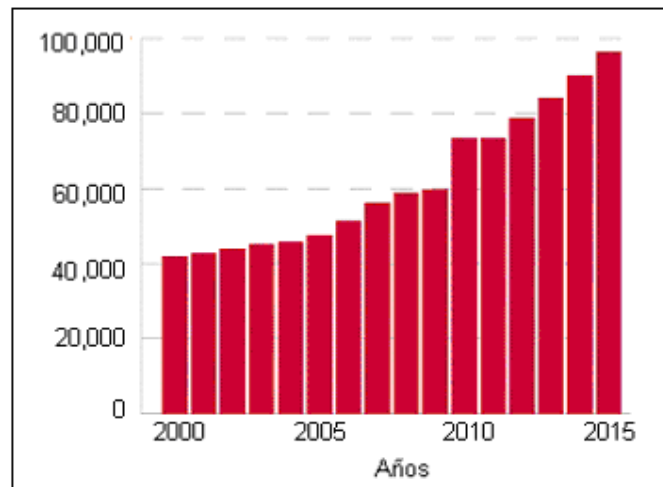


Figura 2.9 Proyección hacia el 2015 en gasificación (GTC, 2009)

2.1.1.3 Pirólisis

La pirólisis que también es conocida como carbonización, destilación destructiva, destilación seca, es una descomposición térmica de biomasa en ausencia de aire (aunque algunas tecnologías emplean aire en alguna parte del reactor), que puede llevarse a cabo en lotes o en procesos continuos. En la práctica no es posible conseguir una atmósfera libre de oxígeno; los sistemas pirolíticos son operados con menos que las cantidades estequiométricas necesarias de oxígeno.

Hay dos grandes diferencias entre los procesos de combustión y pirólisis. El primero, los procesos de combustión son exotérmicos, mientras que la pirólisis es un proceso endotérmico, la pirólisis requiere la

adición de calor, y segundo los productos del proceso de combustión son CO₂, agua, y ceniza, mientras que los productos de la pirólisis son, aceite, gas combustible, aceite y residuos de carbón. Éstos productos pueden ser usados como combustible para un proceso de combustión o como productos intermedios para síntesis y producción de químicos (Figura 2.10).

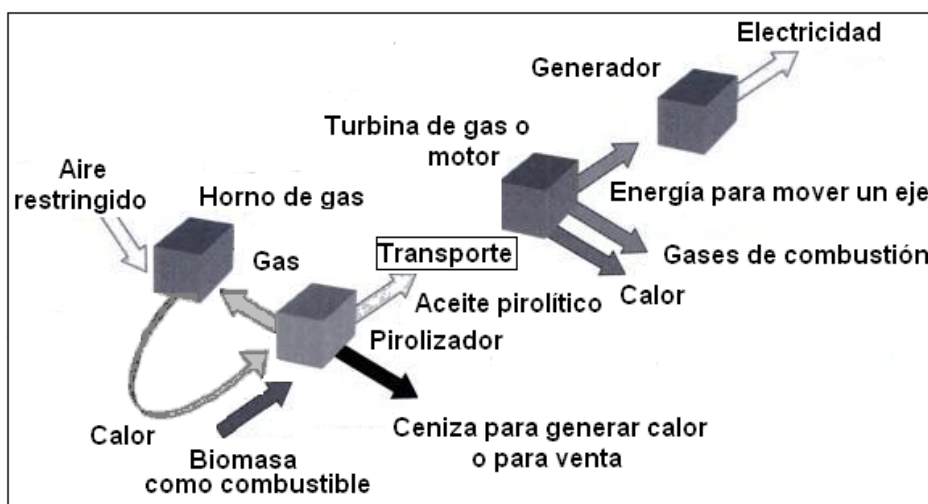


Figura 2.10 Esquema de una planta de pirólisis (Sims, 2002)

Los reactores pirolíticos operan a presiones cercanas a la atmosférica y a temperaturas adecuadas para volatizar la biomasa en líquidos y gases quedando como residuo carbón vegetal. Cuando las temperaturas se controlan alrededor de los 205°C se obtienen principalmente líquidos, mientras que con temperaturas cercanas a 650°C se obtienen gases como producto principal. En la Tabla 2.5 se muestran la mezcla de productos formados por las diferentes modalidades de pirólisis para maximizar la obtención del aceite pirolítico, el residuo sólido o el gas.

En general los gases obtenidos de la pirólisis son de bajo poder calorífico (16 a 18 MJ/m³) y casi siempre una parte importante de ellos se quema para proporcionar el calor requerido por el proceso. Mientras que en procesos rápidos (segundos) y temperaturas entre 800°C a 1200°C se obtienen mezclas de compuestos orgánicos de aspectos aceitosos y de bajo pH, denominados aceites de pirólisis. Pudiéndose obtener combustibles sólidos (leña, astillas, carbón vegetal), líquidos (biocarburentes, aceites, aldehídos, alcoholes, cetonas, ácidos orgánicos) y gaseosos (biogás, hidrógeno).

Tabla 2.5 Productos obtenidos en las diferentes modalidades de pirólisis (Sims, 2002)

Modalidad	Temperatura	Tiempo	Líquido (%)	Residuos sólidos (%)	Gas (%)
Pirólisis rápida	Moderada	Corto	75	12	13
Carbonización	Baja	Muy largo	30	35	35
Gasificación	Alta	Medio	5	10	85

Existen distintos procesos de conversión pirolítica, que emplean diferentes materias primas, tipos de reactor, condiciones de operación y que obtienen productos diferentes. Los sistemas basados en retortas verticales son los de uso más común en procesos de alimentación continua (Concheiro y Viqueira, 1985). Las mayores diferencias entre los sistemas pirolíticos se presentan en la manera como se proporciona el calor auxiliar requerido en el proceso. La destilación destructiva de madera y otros productos agrícolas para producción de metanol, carbón vegetal y gas de bajo poder calorífico es el proceso de pirólisis. Los aceites obtenidos de la pirólisis tienen un bajo contenido de azufre, cenizas y

nitrógeno, y al quemarse, crean pocos problemas de contaminación ambiental. Por otra parte, son ácidos y sensibles al calor por lo que requieren de ciertas precauciones al ser manejados y almacenados. En la tabla 2.6 se muestran los poderes caloríficos de los diversos productos obtenidos del proceso de la pirólisis.

Entre los sistemas comercialmente disponibles o en estado de desarrollo avanzado pueden distinguirse:

- El de "Tech air", desarrollado en el Instituto de Tecnología de Georgia
- El de Garret Energy Research, para estiércol
- El de la Autoridad del valle de Tenesse (TVA), en una unidad transportable, para desechos de madera
- El sistema francés Nilmelior.
- Los hornos alemanes DRP
- EL flash de pirólisis de origen occidental, desarrollado para desechos urbanos con alto contenido de celulosa
- El horno de Nichols-Herreschoff, usado ampliamente como base para la producción de carbón vegetal "rostizado"

Tabla 2.6 Poderes caloríficos de los diversos productos resultantes en el proceso de pirólisis (Williams, 2005)

Productos obtenidos	Poderes caloríficos
Residuos sólidos	(MJ/Kg)
Desechos sólidos urbanos	19
Llantas	29
Madera	33
Carbón bituminoso	30
Aceites	(MJ/Kg)
Desechos sólidos urbanos	25
Llantas	42
Biomasa	25
Diésel	46
Gases	(MJ/m³)
Desechos sólidos urbanos	18
Llantas	40
Madera	16
Gas natural	37

2.2.2 Proceso bioquímico

La conversión biológica de la biomasa en combustibles puede lograrse mediante la digestión (biometanación) o la fermentación (producción de etanol a partir de cultivos ricos en azúcares o almidones o, después de la polimerización química o enzimática, de lignocelulosa en azúcares simples y lignina). Los dos procesos son anaerobios e involucran un proceso de fermentación. La diferencia entre ellos reside en el tipo de microorganismos, sus actividades de digestión y los productos obtenidos. En ambos casos el primer paso en la conversión es un proceso de hidrólisis, en que la materia orgánica compleja se rompe en azúcares solubles al reaccionar la biomasa con agua en presencia de ácido o enzimas

2.2.2.1 Digestión

En el proceso de biometanación, desperdicios orgánicos o biomasa con alto contenido de humedad se alimentan a un recipiente llamado digester biológico. Por la acción de microorganismos adecuados la

materia orgánica se transforma en biogás, (una mezcla de bióxido de carbono y metano esencialmente), que puede aprovecharse como combustible, produciéndose además lodos residuales empleados como mejoradores de suelos o fertilizantes. El tratamiento de la materia orgánica mediante la digestión cumple así con tres funciones:

- a) Producir gas combustible.
- b) Producir mejoradores de suelos, fertilizantes o complementos de alimentos forrajeros.
- c) Reducir la contaminación ambiental producida por la disposición de desechos no tratados.

Los procesos de descomposición de materia orgánica pueden llevarse a cabo en presencia de oxígeno (aerobios) o en ausencia del mismo (anaerobios), dependiendo del tipo de microorganismos que producen la hidrólisis enzimática de la materia orgánica. Para la producción del biogás se emplean los procesos anaerobios. La digestión se realiza en tres procesos degenerativos como lo muestra la Figura 2.11; a) Hidrólisis enzimática, en que los sólidos fermentables son convertidos en compuestos solubles; b) Acidogénesis que los compuestos solubles (azúcares), se convierten en ácidos orgánicos volátiles, como el acético, el bórico y el piónico, y c) Metanogénesis en que los ácidos orgánicos volátiles se convierten en biogás mediante la acción de una familia de bacterias.

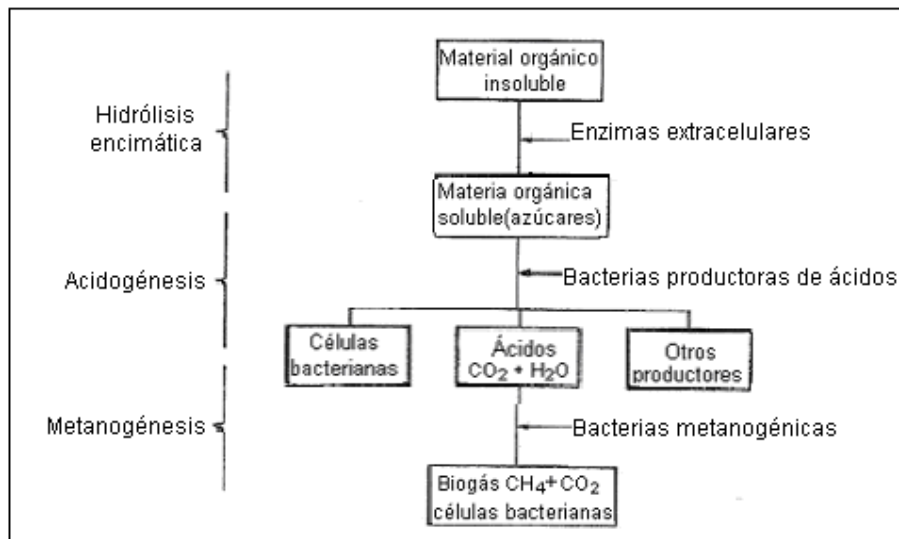


Figura 2.11 Etapas del proceso de digestión (Concheiro y Viqueira, 1985)

Las bacterias productoras de gas metano, llamadas por ello metanogénicas, se encuentran entre los organismos más estrictamente anaerobios que se conocen, e incluyen los géneros: *Metanococcus*, *Metanobacterium*, *Metanosarcina*, *Metanospirillum* y *Metanobacillus*. Usualmente no son móviles, crecen con lentitud (3 días aproximadamente) y se encuentran en forma natural en estiércol, pantanos y aguas negras. Muchas de las bacterias metanogénicas pueden vivir en medios que son básicamente fuentes simples de carbono, hidrógeno, nitrógeno y azufre. Sin embargo, la presencia adicional de moléculas orgánicas complejas estimula su crecimiento, y algunas cepas pueden depender de éstas como fuentes orgánicas para crecer. La relación carbono/nitrógeno en el hábitat de las bacterias (mezcla estiércol/agua) es muy importante; generalmente se procura que esta relación sea de 20:1 a 30:1.

Según las temperaturas a las que ocurren, los procesos de digestión pueden clasificarse en:

- a) Sicrofílicos, que ocurren entre 10 y 25 °C
- b) Mesofílicos, que ocurren entre 35 y 42 °C
- c) termofílicos, que ocurren entre 50 y 55 °C y entre 55 y 60 °C

Los procesos en el rango microfilico tienen poca importancia por la pequeña tasa de actividad que presentan las bacterias metanogénicas que se desarrollan a esas temperaturas. Los procesos de digestión operan a presión atmosférica, con un nivel de pH en la mezcla de entre 6 y 8 y requieren control de la temperatura. La concentración de sólidos totales en la mezcla es generalmente entre 5% y 15 %. Los principales factores que fijan el costo de un digestor son la tasa de producción de gas metano y lodos (y la calidad de éstos), y el tiempo de retención de la mezcla en el interior del digestor. Según la forma de alimentación pueden distinguirse dos tipos diferentes de digestores: Intermitentes y continuos (Figura 2.12). Cuando la alimentación es intermitente, el digestor se llena y se cierra. La producción de biogás se manifiesta algún tiempo después, alcanza un máximo y vuelve a declinar.

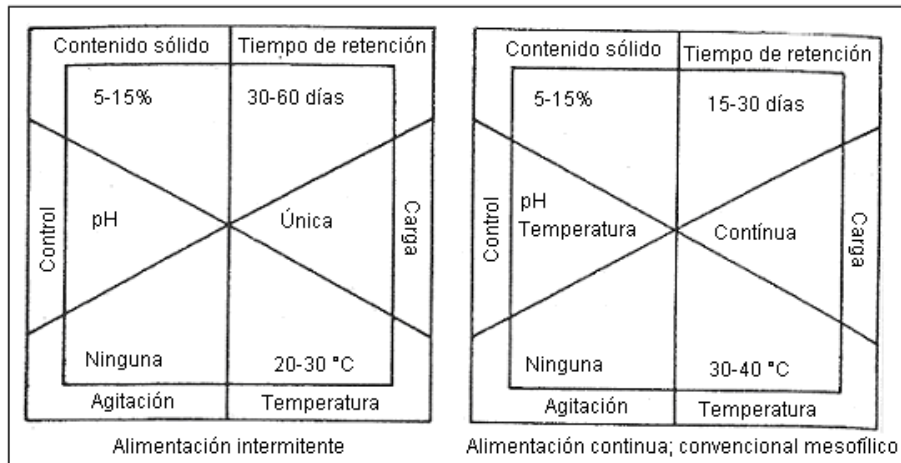


Figura 2.12 Diseños de control en digestores de tipo intermitente y continuo (Concheiro y Viqueira, 1985)

Al llegar a una producción muy pequeña de biogás, el digestor se destapa, se limpia y se cierra. Ésto ocurre típicamente cada 3 ó 6 meses. En la Figura 2.13 se muestra el diseño de flujo tapón y del filtro anaeróbico, las características de éstos y otros sistemas digestores se presentan en la Tabla 2.7. En los digestores de alimentación continua, una vez establecidas las condiciones normales de operación, la materia orgánica se alimenta diariamente (una o dos veces por día) de acuerdo al volumen del digestor y al tiempo de retención hidráulica de diseño.

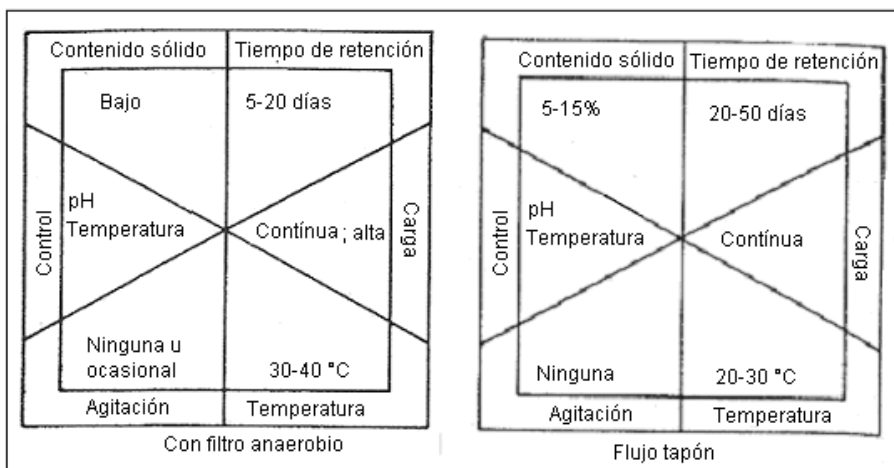


Figura 2.13 Diseños de control en digestores tipo flujo tapón y de filtro anaerobio (Concheiro y Viqueira, 1985)

Tabla 2.7 Diversos sistemas de digestores (Concheiro y Viqueira, 1985)

Sistema digestor	Tipo	Características
Una etapa	Lagos de estabilización	Rellenos sanitarios y fosas sépticas
	Digestor convencional	Tanques para desechos donde tiene lugar la estabilización biológica y la separación sólido-líquido
	Digestor tipo bolsa	Contruido con materiales plásticos, son compactos y ligeros con geometrías cilíndricas e instalados con el eje horizontal
	Digestor de alto rendimiento	Incluye un mecanismo para la agitación de la mezcla y medio de calentamiento para asegurar la temperatura óptima
Dos etapas	Digestor de dos pasos	Combinación de un digestor de alto rendimiento y uno convencional, que se emplea para concentrar y separar los sólidos
	Digestor de dos etapas	Dos digestores de alto rendimiento conectados en serie, uno para la producción de ácido y el otro para la del metano
De contacto anaerobio	Recirculación de sólidos	Una fracción de los sólidos que llegan al segundo tanque del digestor de dos etapas se recircula hacia el primero, reduciendo el volumen requerido en el segundo
	Biomix	Consiste en unabomba tipo termosifón para mezclar el digestor y controlar la formación de la nata, y un cambiador de calor para elevar la temperatura a 35°C, cuenta con enfriador -separador por gravedad que separa los sólidos por choque térmico
De filtro anaerobio	Una capa de piedras o arena a la que se adhieren los microorganismos, aumentándose con ello la zona de actividad biológica, los tiempos de retención son pequeños y la eliminación de sólidos suspendidos es alta	
De flujo tapón	Un tanque estrecho, largo, alimentado por un extremo, los desechos avanzan hacia el otro extremo por gravedad, generalmente se aplican para desechos con alto contenido sólido	

En la Tabla 2.8 se presentan algunas características de los diferentes tipos de estiércol y las cantidades de biogás que pueden esperarse de su digestión. La alimentación máxima del digestor depende de la naturaleza del desecho y se determina experimentalmente.

Tabla 2.8 Características de varios tipos de estiércol y eficiencia en la degradación anaerobia a gas metano (Concheiro y Viqueira, 1985)

	Peso vivo	Humedad	Estiércol húmedo	Sólidos totales	Sólidos volátiles	Producción de biogás
	Kg	%	Kg/día	Kg/día	Kg/día	m ³ /KgSV
Vaca lechera	727	80	60	7.5	6.27	-
Vaca	-	-	-	-	-	0.09-0.3
Vaca	500	500	41.7	-	3.89	-
Caballo	454	75	20.4	4.3	3.41	-
Caballo	500	-	28	-	4	-
Cerdo	227	-	11.4	1	0.73	-
Cerdo	91	82	5.9	0.5	0.44	-
Cerdo	225	-	11.5	1.65	1.35	0.19
Carnero	45	68	1.8	0.4	0.39	-
Borrego	50	-	2	-	0.43	-
Pollo	-	-	-	-	-	0.3
Pollo	5	-	0.31	-	0.053	-
Aves de corral	4.5	-	0.27	0.079	0.058	0.0049
Humano	-	-	-	0.135	0.113	-

Los más investigados han sido de ganado vacuno o porcino, siguiéndoles los de aves de corral (gallinas principalmente), caballo y carneros. El estiércol de ganado vacuno es el más favorable ya que una vaca excreta aproximadamente el 8% de su peso vivo al día entre estiércol y orina. El estiércol de ganado

porcino posee una notable tendencia a bajar su nivel de pH durante el proceso de digestión, quizá por formarse grandes cantidades de ácidos grasos volátiles. Todos los estiércoles son aprovechables en digestores.

2.2 Manejo, tratamiento y disposición de residuos sólidos municipales

De acuerdo con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), un residuo es todo material o producto que se desecha, que puede encontrarse en estado sólido o semisólido, líquido o gaseoso, estar contenido en recipientes o depósitos, y ser susceptible de valoración o sujetarse a tratamiento o disposición final (SEMARNAT, 2006b). Hay dos grandes tipos de residuos: Los orgánicos o materiales biodegradables (sobras de comida, hojarasca, papel, cartón, madera), y residuos inorgánicos o no biodegradables, como vidrio, plástico, metales y otros materiales inertes. La Figura 2.14 muestra la composición de los residuos sólidos generados en México actualmente.

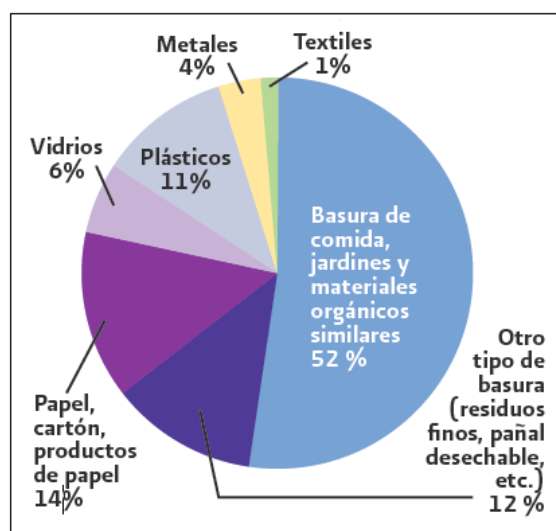


Figura 2.14 Composición de los residuos sólidos (SEMARNAT, 2009b)

La basura acumulada en las calles altera la imagen y la infraestructura urbanas (SEMARNAT, 2006b). La descomposición de la basura produce malos olores y origina plagas y fauna nociva, lo que a su vez genera enfermedades entre la población. Esta situación se agrava cuando se depositan los residuos en tiraderos clandestinos, carreteras, barrancas, situación que empeora al mezclarse residuos de los hogares, restos de madera, cajas de cartón plásticos, escombro, metales, estopas, botes de aceite, focos, entre muchos otros.

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son los generados principalmente en los hogares. El volumen estimado de generación nacional de RSU creció, entre 1997 y 2008, alrededor de 28%, pasando de 29.3 a 37.6 millones de toneladas. La generación per cápita diaria creció en el mismo periodo de 840 a 970 gramos (Figura 2.15.) En 2008, las entidades que generaron mayor volumen de RSU fueron México (16.4% del total nacional para ese año), Distrito Federal (12.6%) y Jalisco (7.2%). En contraste, Colima, Baja California Sur, Campeche, Nayarit, Tlaxcala, Zacatecas y Aguascalientes contribuyeron en conjunto con 5.1% a la generación de RSU.

Si se considera la generación por tipo de localidad, las zonas metropolitanas fueron las mayores generadoras, con el 47% de generación, las localidades rurales o semirurales con el 12%, las ciudades pequeñas con el 7% y las ciudades medias con 34%. Paralelamente al crecimiento en la generación, la

composición de los residuos también ha cambiado: Mientras que en la década de los años cincuenta el porcentaje de residuos orgánicos oscilaba entre 65 y 70%, para 2008 se había reducido al 52%.

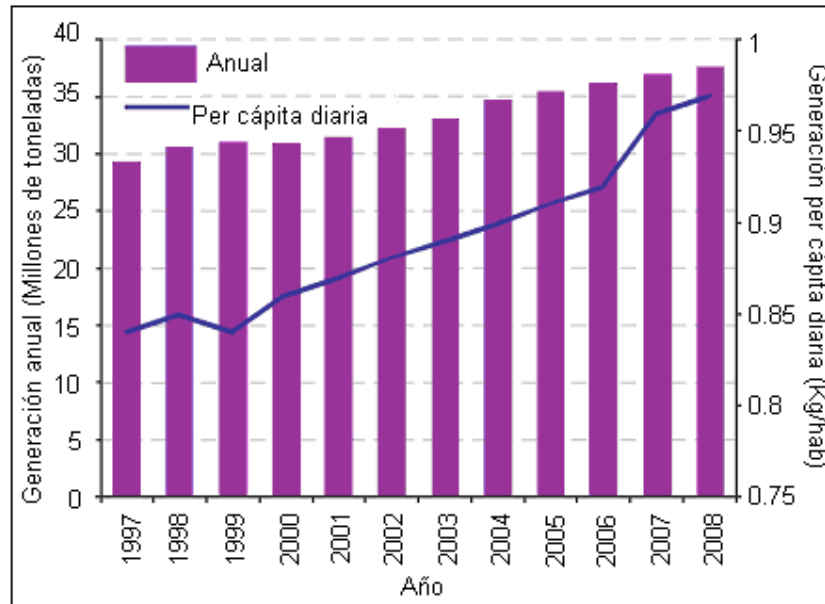


Figura 2.15 Generación de residuos sólidos municipales (SEMARNAT, 2009b)

En 2008 se recolectaba en el país cerca del 90.1% del total de residuos sólidos urbanos (RSU) generados. Las entidades con la mayor recolección fueron Aguascalientes (98% del volumen generado), Distrito Federal y Nuevo León (ambos con 97%) y Baja California Sur (96%), mientras que las que tuvieron la menor recolección fueron Tabasco y Michoacán (ambos con 84%) y Veracruz (83%). En las grandes zonas metropolitanas del país, la cobertura en la recolección de los residuos alcanza 95%, mientras que en las ciudades medias varía entre 75 y 85% y en las pequeñas áreas urbanas entre 60 y 80% como se aprecia en la Figura 2.16.

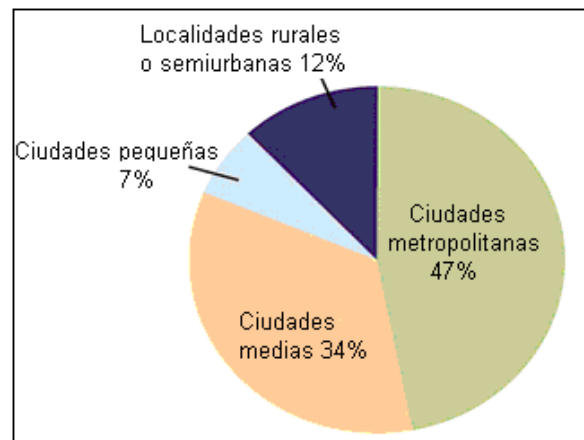


Figura 2.16 Generación de residuos sólidos municipales por tipo de localidad (SEMARNAT, 2009b)

Los habitantes de estados muy urbanizados como el Distrito Federal, Nuevo León, Estado de México y Baja California generaron en el año 2004 más de un kilo de residuos diarios por persona, en contraste con lo que generaron en promedio los habitantes de estados menos urbanizados como Oaxaca, Chiapas, Hidalgo, Zacatecas y Tlaxcala, cuya generación no rebasó los 700 gramos diarios.

El manejo integral y sostenible de los residuos sólidos combina flujos de residuos, métodos de recolección y procesamiento, de lo cual derivan beneficios ambientales, optimización económica y aceptación social en un sistema de manejo práctico para cualquier región. Ésto se puede lograr combinando opciones de manejo que incluyen esfuerzos de reuso y reciclaje, tratamientos que involucran compostaje, biogasificación, incineración con recuperación de energía, así como la disposición final en rellenos sanitarios.

2.2.1 La jerarquía del manejo de los residuos sólidos municipales

El concepto de manejo integral de los residuos sólidos municipales RSM le da una nueva dimensión al enfoque comúnmente conocido como la *jerarquía del manejo de residuos sólidos* referido en la Figura 2.17. El cual prioriza las opciones de manejo de residuos en un orden de preferencia que parte de la prevención en la generación, del re-uso, reciclaje o compostaje, de la incineración con recuperación de energía, de la incineración sin recuperación de energía, y del confinamiento en rellenos sanitarios como última opción. Este enfoque ha influido significativamente en las decisiones y estrategias de manejo de residuos a nivel local, nacional e internacional durante los últimos años (SEMARNAT, 2001).

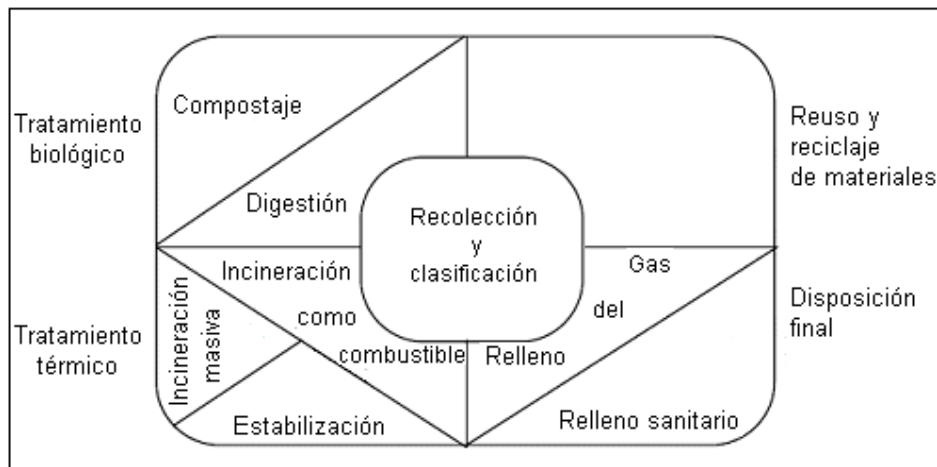


Figura 2.17 Manejo integral y sustentable de los RSM (SEMARNAT, 2001)

2.2.1.1 Reciclaje

Aunque el reciclaje es muy favorecido por la sociedad, en ciertos casos puede llegar a tener algunos aspectos negativos. Como parte de una estrategia de manejo integral de los RSM, el reciclaje de subproductos puede ayudar a conservar recursos, evitar que materiales valorizables contenidos en los residuos vayan a disposición final y hacer participar al público en general en el tema. Sin embargo, en muchos casos se han creado expectativas irreales acerca de la contribución que el reciclaje puede hacer en un sistema de manejo integral de RSM (SEMARNAT, 2001). El reciclaje es un proceso complejo que en sí consume recursos durante el transporte, selección, limpieza y reprocesado de los materiales reciclables. Además, en este proceso también se producen residuos.

Por lo antes expuesto, el reciclaje debe ser considerado como parte de una estrategia integral para manejar los residuos, no como un fin en sí mismo, y promoverse únicamente cuando ofrece beneficios ambientales globales. Un manejo sostenible de residuos que proporcione mejoras ambientales reales de una manera económica y socialmente aceptable, sólo puede ser alcanzado a través de metas que sean parte de objetivos ambientales más amplios, tales como: Reducción de gases de efecto invernadero, disminución de tasas de residuos que llegan a rellenos sanitarios y maximización del aprovechamiento de los recursos.

El beneficio ambiental de reciclar varía de acuerdo con los materiales y también conforme a las tasas de reciclaje, de manera que altas tasas de reciclaje no son necesariamente iguales a mejoras ambientales globales. Por ejemplo, se ha encontrado que bolsas de plástico no reciclables son mejores que las botellas reciclables en términos de consumo de energía, de agua y de emisiones a la atmósfera y en cuanto a la generación de residuos sólidos, ya que desde un inicio usaron mucho menos material.

El reciclaje de RSU en el país continúa siendo muy bajo con respecto al total generado: en 1998 fue del 2.4% y en 2008 sólo alcanzó 3.6%. La mayor proporción de materiales reciclados en 2008 fue la de papel y cartón (42.1%), seguida por la de vidrio (28.7%) y el metal (27.8%) como se ve en la Figura 2.18.

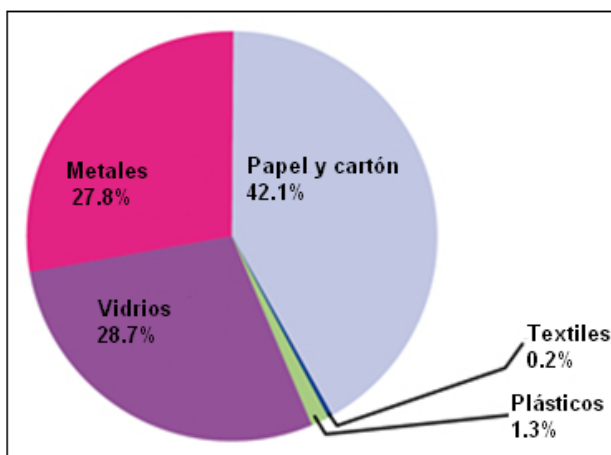


Figura 2.18 Reciclaje de residuos sólidos municipales por composición (SEMARNAT, 2009b)

Los beneficios obtenidos del reciclaje son mayores cuando los residuos se componen de materiales valorizables limpios y disponibles en grandes cantidades, como ocurre en fuentes comerciales e industriales, de manera que el mayor esfuerzo debe de ir dirigido hacia estas fuentes. También, se considera que la selección obligatoria de materiales reciclables a nivel domiciliario e institucional, constituye una acción esencial para el éxito de cualquier programa de reciclaje. Los residuos domiciliarios contienen pequeñas cantidades de muchos materiales mezclados y frecuentemente contaminados, no todos los cuales pueden ser reciclados. La clave es integrar el reciclado de los residuos domiciliarios con los residuos comerciales, como parte de una estrategia de gestión integral

Entre los factores a considerar para un programa de reciclaje, así como para la industrialización y comercialización de los productos reciclables recuperados de los RSM se encuentran los siguientes (SEMARNAT, 2001):

- El material recuperado en un programa de reciclaje es un residuo, hasta que no se le encuentre un mercado para que sea transformado en un producto útil.
- La comercialización de los materiales reciclables es un factor importante en la toma de decisiones para el establecimiento de un programa municipal de separación en la fuente y reciclaje de residuos. La determinación de qué materiales reciclar, cómo separarlos y recolectarlos, cuánta preparación requieren y cómo lograr todo lo anterior, dependerá de las opciones de comercialización disponibles. Frecuentemente, el aspecto más problemático de un programa de reciclaje es encontrar mercados estables para los materiales recuperados.
- La comercialización ineficiente puede traducirse en pérdida de ingresos, problemas administrativos y desinterés del público en participar en las etapas de selección y acopio de materiales reciclables. Por lo

anterior, al implantar un programa de reciclaje, es fundamental dar prioridad a la comercialización de los subproductos reciclados.

- La comercialización de los materiales secundarios involucra la necesidad de contactar a una empresa (micro, pequeña o grande) y llegar a un acuerdo de compra-venta con ella, de manera que tome el material "tal cual" o con un mínimo de acondicionamiento para usarlo en la manufactura de un nuevo producto.

- Otra alternativa, consiste en localizar a un comprador que limpie el material o lo procese en forma sencilla, para convertirlo en materia prima aceptable por una tercera empresa industrial.

Composición de la industria del reciclaje

La industria del reciclaje consiste en una gran variedad de negocios que incluyen desde individuos que trabajan por su cuenta, hasta grandes empresas multinacionales, las cuales se agrupan en cinco tipos:

Recolectores: Cuya función primaria es identificar materiales reciclables y transportarlos desde la fuente hasta el local de los compradores. En este caso se encuentran los pepenadores y los ropavejeros, así como los pequeños empresarios que adquieren residuos y recortes industriales.

Acopiadores-acondicionadores: Los cuales compran materiales reciclables, les aplican un proceso simple (como selección, densificación y flejado) y los revenden a una empresa manufacturera. Algunos se especializan en materiales reciclables específicos y llevan a cabo operaciones más amplias tales como lavado, triturado, aplastado o compactación de los mismos, antes de venderlos.

Corredores independientes: Que compran o aceptan materiales reciclables, los venden a más de un usuario final y organizan la transferencia de los materiales, todo ello por una tarifa o un porcentaje de la operación.

Recicladores: Empresas que someten al material recolectado a un proceso de limpieza y acondicionamiento industrial, para poder ser usado nuevamente en un proceso industrial como materia prima.

Usuarios finales: Quienes adquieren y procesan grandes cantidades de subproductos reciclados, para uso en sus operaciones de manufactura.

2.2.1.2 Tratamiento biológico

Dentro de un sistema de manejo integral de residuos sólidos, el tratamiento biológico se enfoca en los residuos orgánicos húmedos, como los alimentos y los residuos de jardín. La fracción orgánica varía significativamente entre lugares y estaciones. En la mayoría de los países industrializados la fracción orgánica representa 20% de los residuos sólidos municipales. En países en vías de desarrollo, la materia orgánica llega a exceder 50% de éstos.

El seleccionar los residuos orgánicos dentro de una estrategia integral tiene varios beneficios: Convertir los residuos orgánicos en un producto útil (compost) ó recuperar energía (SEMARNAT, 2001). El modo más simple para introducir el tratamiento biológico a un sistema de manejo integral de residuos sólidos es promover la elaboración de compost en los domicilios. Esto evita costos de recolección y mantiene el material orgánico completamente separado de los otros residuos, lo que mejora de manera significativa su manejo. En dado caso que el compostaje casero no sea una opción viable, se pueden recolectar los residuos orgánicos por separado para ser llevados y tratados en plantas, ya sea de compostaje o para

su digestión. En el Distrito Federal, existen 13 plantas de compost, en las que se procesan residuos orgánicos para su aprovechamiento (SEMARNAT, 2006c). En la Tabla 2.9 se enlistan dichas plantas y sus características principales.

Separar la fracción húmeda de los residuos sólidos incrementa el valor de otros residuos y reduce la cantidad de gas o lixiviado generado en los rellenos sanitarios. Los dos métodos básicos para tratar los residuos orgánicos son: Aerobio (en presencia de oxígeno) y anaerobio (en ausencia de oxígeno). El compostaje se lleva a cabo en condiciones aerobias, ya sea a nivel hogar o en grandes plantas de compostaje.

Tabla 2.9 Características de las plantas de compost (SEMARNAT, 2006c)

Planta	Capacidad instalada (ton/año)	Capacidad de operación (ton/año)	Tipo de proceso	Tiempo de producción (meses)	Materia prima
Álvaro Obregón	5,280	877	pilas aerobias	4	Troncos, ramas y maleza provenientes de: -Luz y fuerza -Jardines del pedregal
Bordo Poniente	73,000	36,500	pilas aerobias	4	Material de poda, hortalizas, lodos Alimentos caducos de: -Central de abasto -Delegaciones -Particulares en alto volumen -DGSU
Cuajimalpa de morelos	480	480	pilas aerobias	3	Poda proveniente de: -Parques y jardines
Iztapalapa	131,400	2,256	pilas aerobias	1	Poda de: -Residuos de panteón -Parques y jardines
Milpa Alta (8 plantas)	164	114	pilas aerobias	3	Restos provenientes de: -Centro de acopio del nopal y verdura -Poda de parques y jardines -Residuos orgánicos domiciliarios
Xochimilco	9,125	9,125	pilas aerobias	3	Material de poda y estiércol de: -Parques y jardines -Caballerizas

2.2.1.3 Tratamiento termoquímico

Existen tecnologías sólidas que procesan grandes volúmenes de residuos mezclados a partir de los cuales se puede recuperar energía útil, extendiendo significativamente la vida productiva de los rellenos sanitarios. A pesar de estos beneficios, el tratamiento térmico de los residuos frecuentemente genera resistencia pública. Existe la percepción de que el tratamiento térmico impide que sean reciclados los materiales y que las emisiones son peligrosas para la salud y el ambiente. La conversión térmica puede llevarse a cabo de varias maneras: Incineración (generalmente con recuperación de energía), pirólisis y gasificación (SEMARNAT, 2001), las cuales han sido explicadas en párrafos anteriores.

La energía recuperada de los procesos de tratamiento térmico puede ser convertida en vapor de proceso para la industria o en electricidad. El tratamiento térmico puede reducir el volumen de los residuos hasta 90%, contribuyendo significativamente a disminuir el aporte a otras opciones de manejo dentro de un sistema integral, particularmente al relleno sanitario. En ciertos países de Europa existe

legislación que limita el volumen del contenido orgánico de los residuos que van a los rellenos sanitarios. Estos requisitos solo se cumplirán si el tratamiento térmico es parte integral de un manejo de residuos sólidos. Existe mucha ansiedad pública respecto de los potenciales efectos que las emisiones de plantas de tratamiento térmico pueden tener en la salud humana y en el medio ambiente. La emisión de dioxinas y compuestos relacionados es de particular preocupación. Por esta razón una parte muy significativa del costo de las plantas de tratamiento térmico se invierte en equipos de control de emisiones a la atmósfera (SEMARNAT, 2001).

La remoción de materiales no combustibles para ser reciclados como por ejemplo vidrio y metal, mejora la combustión, incrementando el poder calorífico del residuo a incinerar. Los procesos de tratamiento térmico generan residuos que requieren disposición adecuada. En el caso de la incineración estos residuos incluyen cenizas.

Las cenizas más pesadas que se recolectan en la cámara de combustión pueden disponerse en rellenos sanitarios o pueden ser usadas como agregados en la construcción de carreteras o en la industria de la construcción, dependiendo de su composición y de la normatividad aplicable. Las cenizas ligeras que se recolectan en los equipos de control de emisiones a la atmósfera típicamente contienen altos niveles de metales y sales, por lo que deben ser tratadas antes de ser dispuestas. Las opciones de tratamiento a considerar incluyen la vitrificación, la solidificación, la extracción química o la disposición final en rellenos sanitarios especiales.

2.2.2 Vertedero controlado

Un vertedero se considera controlado cuando se toman las medidas oportunas para evitar todo lo que sea nocivo o molesto (López y col., 1975). El establecimiento de un vertedero controlado implica no solo la utilización de medios mecánicos, también de las siguientes reglas:

- Las basuras se descargan en capas sucesivas de espesores de 1.5 a 2 m.
- Las capas se nivelan y se limitan por taludes, al objeto de que las lluvias no las arrastren. Se operará sobre un frente limitado al objeto de limitar los taludes descubiertos.
- El depósito debe ser debidamente compactado y no debe contener clase alguna de bolsas de aire. Los objetos voluminosos deben ser quebrados o divididos y colocados preferentemente en la base de los taludes.
- Los depósitos deben recubrirse con tierra o con materias apropiadas que constituyen la cobertura.
- Se colocarán telas metálicas móviles en la zona de explotación para evitar que vuelen los papeles en el momento de la descarga. Asimismo se aconseja cercar el vertedero con tela metálica de 1.5 m de altura como mínimo y rodearlo de árboles. El cerramiento impedirá la entrada de: personas extrañas y permitirá un adecuado control por la puerta existente.

Debe prohibirse terminantemente la rebusca. Al colocar la basura de esta forma, la materia orgánica que contiene comienza a fermentar de forma aerobia y anaerobia en las capas superior e inferior, respectivamente.

Existen tres clases de vertederos controlados:

2.2.2.1 Vertedero controlado tradicional

En este procedimiento no se coloca, si ello es posible, una nueva capa hasta que la anterior no baje su temperatura a la natural del suelo. El depósito debe compactarse suficientemente pero sin exceso para evitar las bolsas de aire que favorecen los incendios. La basura debe ser recubierta de tierra antes de

las 72 horas, y con una capa de 10 a 50 cm de espesor. En el recubrimiento es especialmente recomendable el empleo de arena y de chatarra, pues asegura la circulación del agua de lluvia y evita la formación de aguas estancadas. En este tipo de vertederos, los malos olores se evitan con la capa de recubrimiento, como también la salida al exterior de larvas y moscas y los roedores no encuentran comida a su alcance. Así mismo, es difícil que se produzcan incendios, dado que el depósito queda suficientemente comprimido y por lo tanto no hay suficiente aire en su interior para la combustión.

2.2.2.2 Vertedero de basura compactada

Se trata de un sistema que se está extendiendo rápidamente y, si se controla debidamente, los resultados son alagüños, sin peligro ni molestia alguna. La compactación se efectúa mediante el rodaje de los vehículos de la recogida sobre el vertedero, o bien con bulldozers especiales que aseguran la nivelación y su desplazamiento hacia el frente de la descarga. Con estos bulldozers especiales se consigue tal compactación que no es precisa la capa de cobertura; sin embargo, sí recomendamos el recubrimiento de los taludes en el caso en que éstos sean también compactados.

Los resultados obtenidos con el vertedero compactado son similares a los que se obtienen con el vertedero controlado tradicional, pero con la ventaja de que en el compactado resulta imposible el incendio del vertedero: por el contrario. La fermentación será totalmente: anaerobia y por tanto habrá desprendimiento de metano.

2.2.2.3 Vertedero con basura previamente triturada

Este procedimiento es de utilización relativamente reciente y presenta grandes ventajas basándose en los principios siguientes:

- Los cuidados para evitar las molestias son menores que en los otros sistemas.
- Se puede circular fácilmente sobre el vertedero.
- Triturada la basura, su colocación en capas es más fácil, el producto es más denso y homogéneo, no hay lugar a bolsas de aire y no es preciso un compactado especial. Dado que con el simple paso de los camiones el vertedero queda en condiciones adecuadas facilitando la fermentación tanto aerobia como anaerobia, la basura triturada no atrae moscas, roedores y pájaros.

La basura triturada es aireada uniformemente, por lo que la fermentación aerobia transforma muy rápidamente las materias orgánicas cercanas a la superficie, constatando una nueva reducción de volumen después de la fermentación. Reiterando que no es necesaria la capa de cobertura, extendiéndola únicamente al cerrar el vertedero para cultivar una zona verde, un campo de golf, etc. Las capas de basura deben limitarse estrictamente a 2 m de espesor, y dejar transcurrir un período de dos meses para cubrirla con otra capa igual.

La instalación de molienda de la basura puede estar situada en la estación de transferencia, o bien en el mismo vertedero. Para la instalación de un vertedero controlado por cualquiera de los dos sistemas citados, es interesante elegir una depresión del terreno, pero haciendo un estudio geológico adecuado para evitar filtraciones a agua subterránea o arrastres de corriente de agua superficial.

2.2.3 Relleno sanitario

El relleno sanitario es el método de disposición final de la basura más completo y de menor costo en inversión que existe, siempre que se cuente con un terreno a bajo costo; es también uno de los métodos más antiguos. La Figura 2.19 muestra las modalidades de los diversos rellenos sanitarios. Un buen relleno sanitario se debe apegar a estrictos códigos de operación basados en principios sólidos de

ingeniería. Estos principios se definen cada vez mejor conforme avanza el conocimiento sobre el comportamiento de los materiales de desecho en las condiciones del relleno.

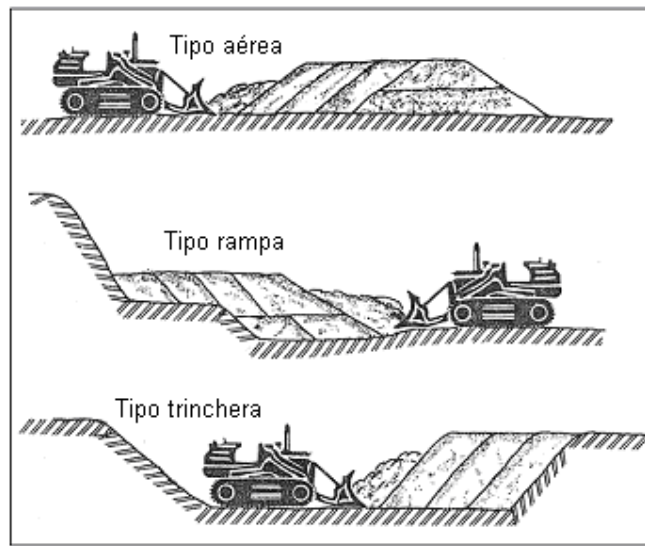


Figura 2.19 Diferentes modalidades de rellenos sanitarios (Trejo, 1999)

Algunas de las principales ventajas de este método son las siguientes:

- Si se consigue un terreno a bajo costo, es el método más económico para la disposición de los desechos sólidos.
- La inversión inicial es baja comparada con otros métodos de disposición.
- Es un método completo de disposición final; es decir, no deja residuo.
- Se puede poner en operación en corto tiempo.
- Recibe todo tipo de desechos sólidos, con esto se elimina la necesidad de colecciones separadas.
- Es flexible ya que puede disponer cantidades mayores o menores de basura con poco personal o equipo adicional.
- Una vez terminado el proceso, el terreno se puede habilitar como campos deportivos, aeropuertos, estacionamientos, etc.

Sin embargo, también pueden existir algunas desventajas, como son:

- En áreas muy pobladas, el terreno apropiado puede no estar dentro de distancias costeables para el transporte.
- La ubicación del relleno en áreas residenciales puede tener fuerte oposición pública.
- Un relleno terminado tendrá asentamientos y requerirá mantenimiento periódico.
- Las construcciones permisibles sobre el relleno son especiales y muy limitadas debido a los gases y asentamientos.

2.2.3.1 Alargamiento de la vida útil del relleno sanitario

Entre las innovaciones recientes para prolongar la vida útil de un relleno sanitario se desarrollaron dos estrategias. La primera de ellas consiste en moler el material antes de colocarlo en el terreno. En la segunda hay que formar pacas de basura, molida o no, y proceder a colocarlas en el relleno. El empleo de tales estrategias provoca modificaciones en el comportamiento de la basura en lo que se refiere a su

descomposición y lixiviación. Otra innovación es la recuperación de gas metano proveniente del relleno, controlando la descomposición de las basuras e implantando sistemas de captura y purificación del gas.

2.2.3.2 Pulverización

La modificación que se hace al relleno sanitario al utilizar la pulverización se conoce como relleno sanitario de alta densidad. Su uso se inició en Europa en los años sesenta y consiste en esparcir la basura en capas de unos 20 cm de espesor y después pasar sobre ella un equipo triturador-compactador tal como el Rotoshredder, capaz de pulverizar la basura hasta el grado de dejarla convertida en capas muy delgadas. Este equipo se diseñó en un principio para aplicaciones en el proceso de compostaje.

Una opción es triturar el material en un sitio aparte y transportarlo hasta el sitio de relleno, una vez concluida la fermentación aerobia, para su compactación (Figura 2.20). Algunas ventajas de esta alternativa son las siguientes:

- Se reducen en gran medida las molestias para los vecinos residentes
- La densidad del material cambia muy poco con el tiempo
- Los asentamientos que se producen son mínimos
- El tránsito de vehículos rodantes sobre el material no presenta problemas

El tamaño del material es de una a seis pulgadas aproximadamente. Algunos autores recomiendan que el material pueda pasar por una malla de 5 cm de abertura. Es posible que una trituración muy fina ocasione una mala aireación, mientras que, si el material queda muy grueso quizá impida una fermentación completa.

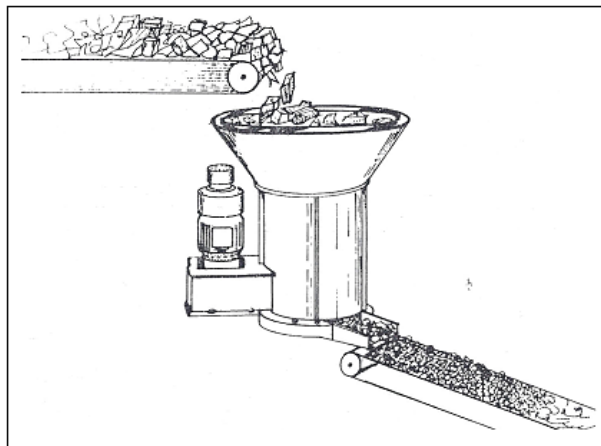


Figura 2.20 Densificador de basura por trituración (Trejo, 1999)

Ahora bien, es diverso el comportamiento de los plásticos con respecto a la molienda de los desechos. Los molinos de martillos rompen, sin problema, piezas de poliestireno y otros plásticos duros; pero los plásticos blandos como el PVC o el polietileno de baja densidad, frecuentemente se enredan en las piezas del molino y lo atascan. No obstante, el tamaño de tales materiales se puede reducir en un equipo llamado raspador que consta de un disco con protuberancias filosas que, al girar, provoca que estos materiales se desgarren.

La fermentación es, casi en su totalidad, aerobia y las propiedades de la basura se modifican de modo que no es necesario cubrirla con tierra sino hasta varios días o semanas después. Ésto permite colocar

otra capa de basura sobre la anterior una vez fermentada, y así sucesivamente hasta llegar al nivel final de esa parte del relleno. Sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, en 1971, estableció que los rellenos de basura triturada se deben cubrir diario, hasta que se compruebe a partir de datos concluyentes, que esta práctica no es necesaria. Con respecto a la capacidad de recepción, los modernos compactadores hacen que la diferencia de densidad sea mínima con o sin trituración previa.

En el relleno de alta densidad, la descomposición de los desechos se efectúa muy rápidamente en condiciones aerobias. Para facilitar dicha fermentación se recomienda poner capas de no más de 25 cm de basura y no cubrir con tierra o con más basura durante por lo menos dos meses. Se puede facilitar la aireación pasando la máquina trituradora-compactadora entre los 15 y 30 días de haber depositado la basura.

Lo anterior implica que se requiere una gran extensión de terreno para los rellenos de alta densidad. La evaporación es grande y si no se infiltra agua se puede eliminar el lixiviado e incluso puede ser necesario humedecer, de vez en cuando, la basura recién llegada para compensar la evaporación y acelerar la fermentación aerobia. La temperatura de la fermentación aerobia es de unos 60°C y se alcanza en los primeros días del tratamiento.

Experimentos en una planta cerca de Frankfurt, Alemania, indican que la temperatura interna, así como el poder absorbente y filtrante de la basura triturada, hacen mucho más difíciles las infiltraciones y protege mejor los mantos freáticos. La producción de gas metano es casi nula en este tipo de rellenos. Sin embargo, si la densidad no es suficientemente alta (arriba de 800 kg/m³) y si se infiltra agua en el relleno en cantidad superior a la evaporada, se producirá lixiviado con potencial contaminante superior al de un relleno convencional.

Esto se debe prever en la selección del sitio y el diseño de la instalación. No obstante, después de esta temprana descarga, el lixiviado reducirá paulatinamente su flujo y potencial contaminante, al contrario de lo que ocurre en los rellenos convencionales. La información publicada sobre pulverización de basura aún es escasa, en 1978, sólo se pulverizó el 3% de los desechos municipales del Reino Unido. En Francia había, en 1979, plantas de pequeña escala.

Otras plantas además de la de Madison (1972) son las de Poole (Marsden, Gran Bretaña, 1973), Cringle Dock (Londres, Gran Bretaña, 1973), Millhouse (Sheffield, Gran Bretaña, 1977) y se sabe que en 1979 existían siete plantas de pulverización en Estados Unidos y una en Canadá. Un estudio realizado en Sydney, Australia sobre la conveniencia de la pulverización indicó que el costo de pulverizar contra el espacio ahorrado en sus rellenos no representó mucha ventaja al principio de los años ochenta. Resultó más prometedor el diseño de estaciones de transferencia.

Aún no se sabe lo suficiente sobre el relleno de alta densidad; sin embargo, se puede estimar que el triturado de la basura reduce su volumen en un 50%, aproximadamente, y el asentado por la fermentación reduce otro 50%, de modo que se puede alcanzar un 75% de reducción. Otro prototipo europeo que se asocia con el relleno de basura molida es el camión-molino, que se usa para recolectar la basura. De éste se desarrollaron dos tipos: el Kuka-Shark con tambor rotatorio y el Norba con tambor central del tipo molino de carne. Aunque están a nivel de prototipo parece que no tuvieron mucha aceptación.

Algunas desventajas comunes de la molienda de basura son el rápido desgaste de los molinos, su costoso mantenimiento y operación. También, se puede mencionar el peligro por explosiones, ruido, fuego, proyectiles, etc., que representa la molienda de ciertos materiales. Sin embargo, la molienda es una operación siempre recomendable y a veces necesaria para la mayoría de los procesos de reutilización tales como el compostaje y la incineración entre otros.

2.2.3.3 Empaque

Desde hace mucho tiempo, el empaqueo es la forma más simple y barata de manejo y transporte de sólidos en agricultura. Ahora bien, el empaqueo se utiliza con bastante frecuencia para materiales homogéneos, de los que se conoce su compresibilidad potencial; sin embargo, la basura es heterogénea y varía de acuerdo al tiempo y al lugar. En los casos en que el relleno se encuentra muy alejado de la ciudad resulta conveniente combinar técnicas de empaque de basura con implantación de estaciones de transferencia.

De hecho, la idea del empaqueo de basura se desarrolló en función del transporte ferroviario de desechos. El empaqueo reduce en forma importante los problemas de insectos, roedores, fuego y olores. Los primeros rellenos sanitarios que experimentaron con pacas se iniciaron en los sesenta, cuando se descubrió que la operación se simplifica mucho, ya que sólo se necesita estibar las pacas acoplándolas de modo que no haya fisuras. La Figura 2.21 ilustra un formador de pacas. En este caso se requiere de mucho menos material de cubierta y equipo pesado que para un relleno sanitario tradicional.

Otra característica de esta innovación es la posibilidad de colocar, con facilidad y en poco tiempo, grandes cantidades de basura en un espacio físico menor. La densidad típica de un relleno sanitario en pacas es de 949 Kg/m^3 , aproximadamente, frente a los $475\text{-}593 \text{ Kg/m}^3$ de un relleno sanitario tradicional. Normalmente se estiban tres pacas de $0.9 \times 0.9 \times 1.3 \text{ m}$, una sobre otra y se les pone material de cubierta. El tiempo para prensar cada paca fluctúa entre 90 y 120 segundos. Se usan empacadoras similares que se utilizan para prensar chatarra, con 20.6 MPa de presión de trabajo.

En diversos tipos de basura se estudió el efecto de la humedad; el tamaño de los materiales; el contenido de materiales difíciles de comprimir; la presión aplicada; el tiempo dentro de la prensa; etc. En cuanto a las propiedades de las pacas se estudió la densidad obtenida, la descompresión sufrida con el tiempo: estabilidad y la fragilidad.

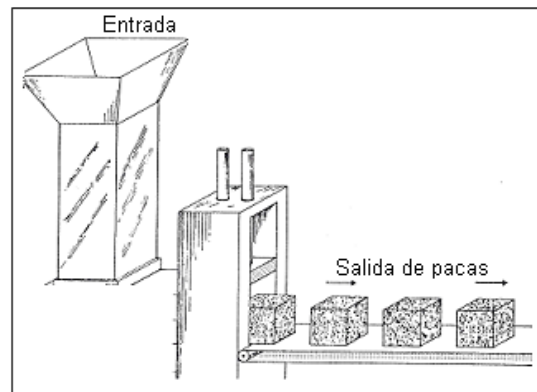


Figura 2.21 Esquema de una formadora de pacas (Trejo, 1999)

Los resultados, que todavía no se deben generalizar, indican que la densidad lograda es independiente de la densidad de la basura a la entrada. La fragilidad aumenta con la presión en la prensa hasta 13.7 MPa , aunque por encima de este valor las mejoras no son significativas. La estabilidad está relacionada con la presión aplicada y el tiempo de aplicación de ésta. Así, la estabilidad obtenida con 6.8 MPa durante cinco minutos es aproximadamente igual a la que se logra con 11.7 MPa aplicada durante un momento, y la estabilidad obtenida con 10.3 MPa durante cinco minutos es aproximadamente igual a la de 13.7 MPa aplicada durante un momento.

La humedad también es un factor importante en la estabilidad de las pacas. Se observó que con un alto índice de humedad, la estabilidad siempre fue pobre independientemente de la presión y el tiempo de prensado. La concentración de plásticos y su distribución en la paca también es importante porque éstos no se adhieren entre sí. En estos casos, resulta útil aplicar rocíos adhesivos. Si la basura se muele y después se empaca, se logra un aumento en la densidad de las pacas del 5 al 10%. Pero si el contenido de agua es alto, la descompresión después del prensado será mayor.

Con basura molida se pueden lograr pacas estables con caras planas al usar de 12.7 a 23.4 MPa, aunque esto eleva mucho los costos. Al igual que en el relleno de alta densidad, se puede mencionar que los compactadores modernos obtienen densidades cercanas a las de las pacas. Existe un proceso de empacado, patentado desde 1968, conocido como proceso Tezuka. Aún no se conoce lo suficiente sobre el proceso de degradación de las pacas. Se sabe que la descomposición es muy lenta, por esto, hay riesgos de contaminación por lixiviados o explosión por gases. Al compactar la basura se elimina parte de su humedad y de elementos solubles que con el tiempo formarían lixiviados. En un estudio de la Universidad de Norwestem, Estados Unidos, se observó que la permeabilidad de un relleno de pacas a alta presión es aproximadamente 1/20 de la permeabilidad de un relleno convencional con buena compactación, lo que hace suponer que tendrá un mínimo de lixiviado.

Para estudiar la posibilidad de producir gases, se sumergieron las pacas en agua a diferentes temperaturas y se fijaron diversos valores de pH favorables a la fermentación alcalina para estimular la producción de gas. En ningún caso se obtuvo gas después de tres días. Las autoridades de Estados Unidos llegaron a la conclusión de que no requieren medidas de control ambiental los lixiviados y los gases que son diferentes de los que se usan en los rellenos sanitarios convencionales. De hecho, se sugiere que el potencial de problemas ambientales en rellenos sanitarios de pacas es mucho menor que en rellenos sanitarios convencionales.

Los rellenos de pacas o basura molida tienen la ventaja, poco reconocida, de hacer más agradable un sitio de disposición de basura para los residentes locales. Se desconoce el comportamiento de asentamiento a largo plazo, pero se cree que los cambios son mínimos, incluso se aduce que la recuperación del terreno es inmediata, aunque no ha transcurrido suficiente tiempo para probados. Por otro lado, al reducir la velocidad de descomposición se extiende el periodo en que el relleno puede generar gases o lixiviados.

Hay rellenos experimentales en San Pablo, Minnesota, Estados Unidos, con un alto nivel freático donde se reciben de 500 a 600 ton/día desde 1971. El contenido de humedad usado en las pacas es del 15 al 25%. Esto les dio una óptima consistencia. Las pacas son de 0.9x0.9x1.3 metros y su tiempo de formación es de 90 a 120 segundos en una prensa de 20.6 MPa. El uso de pacas en relleno requiere que se responda a diversas preguntas sobre la descomposición. Una de ellas es si ésta se retarda o se inhibe.

Posteriormente se deberá responder a otro conjunto de preguntas sobre la filosofía de la disposición de basura en la tierra. Las estimaciones norteamericanas, a principios de la década de los ochenta, señalan que, por economía de escala, se puede decir que a partir de 300 ton/día, el empacado es 30% más barato que la molienda, aunque el costo del relleno con compactación resulta más barato que ambos.

2.2.4 Descomposición de la basura

Se sabe que la basura sufre un proceso de descomposición y fermentación después de depositada en un relleno sanitario. Sin embargo, es muy difícil predecir tal descomposición debido a la heterogeneidad del material y al poco conocimiento que existe sobre 105 mecanismos de descomposición que operan

en la basura. Algunos de los cambios físicos, químicos y biológicos más importantes que sufre la basura durante su descomposición son los siguientes:

- Decaimiento biológico de compuestos orgánicos con generación de gases y líquidos
- Oxidación química de materiales
- Escape y difusión de gases a través del relleno
- Disolución (lixiviado) de materiales orgánicos e inorgánicos por el agua y por el propio lixiviado
- Movimiento de líquidos durante y después del relleno
- Asentamientos causados por consolidación del material en los huecos creados por la descomposición, lixiviado y paso del gas

Actualmente se distinguen cuatro etapas en la descomposición de la basura: Aerobia, anaerobia no metanogénica, anaerobia metanogénica inestable y anaerobia metanogénica estable. Los residuos en el relleno sanitario tradicional se descomponen de forma anaerobia, y existe fermentación aerobia sólo en la capa superior. Como se sabe, la descomposición aerobia es más rápida, pero se requiere una proporción adecuada de aire y agua dentro de la basura.

Para favorecer esta descomposición, conviene que el espesor de la capa superior no sea mayor de 2 m, que la basura no esté demasiado compactada, que la capa de material de cubierta sea porosa, y que los taludes no sean excesivos. En aquellos rellenos que se manejan manualmente o con máquinas pequeñas, la descomposición aerobia ocasiona que las temperaturas a 70 cm de profundidad asciendan de 40 a 60° (entre los tres y 14 días y disminuye unos 15 °C después de 15 semanas).

Ahora bien, en los rellenos que se colocan con maquinaria pesada, las temperaturas máximas son más bajas por procesos anaerobios. Este comportamiento es prácticamente independiente del clima, ya que la elevación de temperatura está en función de la actividad microbiana aerobia. Se ha observado que las infiltraciones abundantes de agua, por ejemplo una lluvia fuerte, ocasionan una disminución momentánea en la temperatura, seguida de una rápida elevación de la misma.

Algunos estudios sobre degradación aerobia indican que al moler la basura y facilitar su oxidación con sopladores de aire a baja presión en un lapso de seis a 12 meses se logró duplicar la compactabilidad de la basura. Se cree que las condiciones anaerobias en un relleno se producen aproximadamente un mes después de que se colocó el material. La descomposición anaerobia produce gran cantidad de gases, lo que crea mayor presión en el relleno y mayor velocidad de difusión de los gases.

Un relleno es una masa en movimiento constante con importantes cantidades de material biológico. Si los lixiviados se colectan en una laguna anaerobia se puede regular la proporción de líquido en el relleno y estimular el crecimiento de microorganismos en el líquido. Ésto constituye un inóculo muy efectivo para el proceso de digestión. Diversos estudios sobre descomposición concuerdan en que los principales gases presentes en un relleno son el hidrógeno (H_2), oxígeno (O_2), nitrógeno (N_2), metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). También se detectaron trazas de ácido sulfhídrico (H_2S) y, en los casos en que el pH es altamente alcalino, se descubrió la presencia de amoníaco (NH_3).

Los primeros gases que se producen en la descomposición son CO_2 y H_2 que aparecen a los pocos días de haber depositado y cubierto los residuos. Después de dos semanas, aproximadamente, la concentración de CO_2 es superior al 80%, nivel que tiende a bajar más o menos a la mitad una vez transcurridos dos meses y después se estabiliza. El rápido aumento de CO_2 , se acompaña de una veloz descomposición de O_2 . El hidrógeno alcanza su máxima concentración, que es aproximadamente del 20%, entre la primera y la segunda semanas y luego disminuye constantemente, de modo que después de un año su concentración es alrededor de 1%.

El hidrógeno molecular presente es indicativo de que existen condiciones en la fermentación que propician la reducción de hidrógeno. En la etapa anaerobia no metanogénica, la materia orgánica se descompone en ácidos orgánicos mediante organismos facultativos y anaerobios. En la etapa metanogénica inestable el gas metano, presente en trazas desde la segunda semana, alcanza valores significativos, rebasa el 5%, y se mantiene con tendencia a aumentar durante la etapa, hasta llegar, finalmente, a concentraciones de 40 a 50% si son óptimas las condiciones de fermentación anaerobia. Los gases que se encuentran en el relleno se estratifican y en la parte más baja quedan el CO_2 , CH_4 y H_2 .

En la parte superior se localiza N_2 y O_2 . En esta etapa el nitrógeno orgánico ya se convirtió en nitratos y el hidrógeno, el fósforo y el azufre orgánico formaron agua, fosfatos y sulfatos. Al mismo tiempo, se liberaron trazas de minerales disueltos o arrastrados en el lixiviado. La compactación es un parámetro importante en la cantidad y composición de gases producidos; a mayor compactación se obtiene más gas por unidad de volumen de sólidos. Los cambios más notables en los materiales orgánicos ocurren en los primeros 60 días, aún después de dos años los rellenos están lejos de estabilizarse.

En la etapa metanogénica estable se producen metano y dióxido de carbono a partir de los ácidos orgánicos procedentes de la descomposición de la materia orgánica. Esta etapa dura mientras existe materia orgánica susceptible de descomponerse. Los gases producidos son, casi en su totalidad CO_2 y CH_4 , y se cree que se producen equimolarmente. El tiempo transcurrido para lograr la fase metanogénica estable varía, ya que depende de la humedad y composición de la basura. Llegar a esta fase requiere, en Estados Unidos, de 24 meses, en Italia toma 12 y en Chile 4, aproximadamente. La importancia de conocer este tiempo estriba en que para entonces se debe haber implantado un sistema de canalización y venteo de los gases.

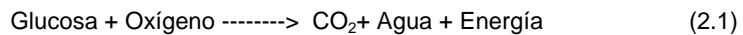
En sitios donde se alcanza rápidamente la fase metanogénica estable implantar este sistema resulta problemático, porque aún no se alcanza la altura final del relleno. Durante el periodo inicial de gran producción de CO_2 , la velocidad de difusión de éste es de 0.2 a 0.3 metros/día. Al disminuir el gradiente de concentración de CO_2 , disminuye también su velocidad de difusión. Algunos estudios estiman que la cantidad de CO_2 que sale a la atmósfera es 18 veces mayor que la cantidad que pasa al suelo desde el relleno.

El tiempo de actividad del relleno, es decir, el tiempo en que se producen gases todavía no se mide experimentalmente. Sin embargo, se han hecho estimaciones teóricas al turnar como base la cantidad total de carbono, presente al principio, y su velocidad de desaparición observada experimentalmente. Se espera que exista una concentración importante de CO_2 , durante muchos años, en las capas inferiores del suelo, en donde se difundirá. De esta manera, el CO_2 puede llegar a contaminar el agua subterránea, aunque éste depende de la profundidad a que se encuentre ésta y de la dilución posible.

Para estimar la cantidad de agua que un relleno sanitario puede admitir sin producir lixiviado, algunos estudios consideran que una libra de carbono convertida en CO_2 aerobiamente, producirá en la oxidación calor suficiente para calentar 5.42 kilogramos de agua de 0 a 100 °C y evaporarla. Con este dato, por ejemplo, para el caso de una basura típica de 200 Kg/m^3 de densidad, con un espesor de 1.5 metros de profundidad, si el 35% de su peso seco es carbón y asumiendo que la mitad de éste se transforma en CO_2 en 140 días. El calor de la oxidación originará una evaporación de agua de 0.09 a 1.1 Kg de agua/metro al día; es decir, el equivalente a una precipitación anual de 162 centímetros.

En la consideración anterior se asume que se cede todo el calor a humedad. Sin embargo, una parte se usa para calentar la basura y la otra se pierde en el aire. Diversos autores proponen el modelo ya estudiado de la descomposición de la celulosa para la modelación de la descomposición de la basura.

Según este modelo, en una primera fase aerobia se producen las siguientes dos reacciones catalizadas por microorganismos aerobios:



Si se suman las reacciones teóricas anteriores, se puede ver que la celulosa se oxida completamente y produce CO_2 y agua, en condiciones aerobias. En este caso, la liberación de energía es de 688,000 cal/mol de glucosa. Para condiciones anaerobias el 50% del carbón en la celulosa se oxida en CO_2 y el otro 50% se reduce en CH_4 . Libera sólo 57,000 cal/mol de glucosa, cuando todas las reacciones bioquímicas son completas. En algunos estudios se propone una ecuación sobre una base molar empírica para la oxidación aerobia de la materia orgánica. Esta se desarrolla sólo que el nitrógeno se oxide y produzca nitrato.

Ahora bien, aunque se sabe que en sistemas de agua natural la nitrificación proviene de la oxidación de amoníaco en nitritos, por intermediación de las bacterias *Nitrosomonas*, y la subsecuente oxidación de los nitritos en nitratos, por las bacterias *Nitrobacter*, tal fenómeno no se ha medido en el ambiente del relleno sanitario. La mayoría de los microorganismos aerobios son capaces de oxidar completamente la glucosa, mientras que en condiciones anaerobias la descomposición de celulosa en CO_2 y CH_4 , se realiza por grupos de bacterias capaces de utilizar sólo sustratos específicos.

En el proceso anaerobio, la conversión de etanol en ácido acético y CO_2 y la conversión de ácido acético en CO_2 y metano se realiza principalmente por *Methanobacterium onielianskii* y bacterias de metano. Estas son originarias de la flora natural del suelo, del agua o de los propios residuos sólidos. En primera instancia estas bacterias solubilizan 105 residuos insolubles mediante enzimas hidrolíticas extracelulares, para luego digerirlos dentro de las células gracias a la acción de endoenzimas.

Parte del residuo metabolizado se transforma en nuevo material celular y parte en metano, CO_2 y otros. A esto se debe que la descomposición de la celulosa sea relativamente lenta en condiciones anaerobias. Prueba de ello es que trozos de periódico, de estratos anaerobios, aún son legibles después de 40 años. Mediante técnicas de radioisótopos y agua pesada se ha logrado demostrar que del total de metano generado en proceso de digestión de celulosa, dos tercios provienen del ácido acético y un tercio de la reducción de CO_2 .

En general, se conocen poco las bacterias actuantes en las diferentes etapas de la degradación anaerobia. Por que no se pueden cultivar en laboratorio. La mayoría son anaerobias estrictas, aunque también hay facultativas. Las más conocidas son las generadoras de metano sobre las que hay bastante información, dado el interés en la producción de energéticos. De acuerdo con las cuatro etapas consideradas en la descomposición de basura, se sabe que en la primera etapa (hidrólisis fermentativa), se encuentran altas concentraciones de bacterias proteolíticas de (1 a 100 millones/g), la mayoría son anaerobias facultativas, entre ellas predomina la *Clostridium* (65%) va acompañada de *Bacteroides*, *Bifidobacterias* y *Veillonella*, que producen exoenzimas proteolíticas que solubilizan y degradan proteínas, proteosomas y polipéptidos.

También, hay abundantes bacterias celulolíticas (del orden de 100 millones/g), anaerobias estrictas, que solubilizan a las celulosas, hemicelulosas, pectinas, etc., y las transforman en almidón, glucosa y otros azúcares simples. Además aparecen bacterias lipolíticas, anaerobias estrictas, que mediante la acción de lipasas degradan materias grasas. En general se desconoce la taxonomía y concentración de estas bacterias. En la segunda etapa (formación de ácidos orgánicos e hidrógeno), hay unas 100 veces más

bacterias anaerobias que facultativas (de 1,000 a 10,000 millones/ml), su taxonomía se conoce poco, y se ha visto que existen principalmente bacilos gram negativos no esporulados.

Los productos de su metabolismo son diversos: CO₂, ácidos orgánicos, amoníaco, alcoholes, hidrógeno y cetonas. Sin embargo, la mayoría de estos productos desaparece rápidamente del medio y no se acumula (los alcoholes y las cetonas se transforman en ácidos orgánicos, mientras que el hidrógeno reduce al CO₂ para generar metano). También se encuentran bacterias sulfatorreductoras (*Desulfovibrio*) en concentraciones de 10,000/ml, que compiten con las bacterias metanogénicas por el hidrógeno y forman ácido sulfhídrico que insolubiliza metales tóxicos para las bacterias metanogénicas.

En la tercera etapa (formación de metano inestable) participan bacterias muy especiales, para su metabolismo y estructura, que se clasifican dentro de los protistas más primitivos de la tierra. Las *Archaeobacterias* son anaerobias estrictas que inhiben su desarrollo aun con poco oxígeno. Es muy difícil aislar, purificar, cultivar y enumerar este tipo de bacterias en el laboratorio. En los ambientes donde se genera metano existen en cantidades de unos 100 millones/ml. Los sustratos son específicos y producen metano sólo cuando están presentes compuestos como el CO₂, hidrógeno, acetato, formato, y otros orgánicos de bajo peso molecular.

Se les clasifica por su capacidad para generar metano y se conocen 22 especies, de las cuales se reconocen 40 cepas. Su pH óptimo de desarrollo es entre 6.9 y 7.2 y su rango aceptable de 6.5 a 8; fuera de este rango se inhiben desde el punto de vista de la temperatura, los hay mesófilos (de 20 a 25 °C) y termófilos (de 45 a 55°C). Su relación carbono-nitrógeno (C-N) óptimo es igual o un poco inferior a 20 y usan como fuente de nitrógeno sales amoniacales. Para que el nitrógeno sea aprovechado. Su concentración debe ser de 50 a 500 mg/l.

Otro factor importante en su desarrollo es la concentración de ácidos volátiles presentes en el medio, éstos expresados como ácido acético deben ser de 500 mg/l. La digestión mesófila es más lenta que la termófila. Si el pH baja del rango aceptable, las *Metanobacterias* se inhiben y se produce acumulación de ácidos orgánicos que, a su vez, hacen descender más el pH, con el consiguiente desequilibrio del sistema y la posibilidad de que se detenga la producción de gas. Si por el contrario, las bacterias productoras de ácidos están activas y las del metano en periodo de adaptación, pueden descender los ácidos volátiles de tal forma que ocasionen la acumulación de amoníaco, provocando una elevación del pH. Cuando el sistema está en equilibrio, se mantiene la neutralidad del medio por la capacidad reguladora del sistema CO₂-bicarbonato. Estos compuestos interaccionan con los ácidos volátiles y el amoníaco formado en el proceso. Así se compensan las variaciones de acidez o alcalinidad del medio y se mantiene la estabilidad del pH.

Para que el medio esté libre de grandes fluctuaciones de pH, se requiere una alcalinidad de 1,500 a 3,000 mg/l, expresada como carbonato de calcio. Una buena concentración de ácidos volátiles es de menos de 1,000 mg/l en ácido acético, pero además se debe conocer la concentración de ácido propiónico en el total de ácidos volátiles ya que éste es difícil de degradar y su acumulación limita la producción de metano. Para que el ácido propiónico se convierta en metano, primero se debe oxidar en acetato, esto requiere mucha energía. Esta conversión requiere que no se acumule el hidrógeno en el medio, de esto se encargan las bacterias del metano. En un proceso anaerobio la relación C:N:P:S debe ser 100:10:1:1, ya que ésta es la proporción en que se encuentran los nutrientes dentro del material celular.

En la fase de crecimiento, de la masa bacteriana, la relación C-N debe ser cercana a 20; la concentración de nitrógeno amoniacal presente en los residuos debe ser alrededor de 50 mg/l. Si estas concentraciones son excesivamente altas (1,500- 3,000 mg/l), ocasionan un incremento en el pH que afecta el proceso, y valores aún más altos detienen el proceso. Con respecto al azufre, todos los

sulfuros inorgánicos en concentraciones de nueve millones/l inhiben la metanogénesis. Sin embargo, en el proceso siempre se produce ácido sulfhídrico por acción de las bacterias sulfatorreductoras, éstas casi siempre se combinan con metales presentes en el medio y forman sales insolubles.

Con respecto a metales pesados se puede decir que aunque todos los cationes son capaces de producir efectos tóxicos en los microorganismos a altas concentraciones, la toxicidad es variable y aumenta por lo general con el peso molecular. A ello se debe que 105 llamados metales pesados, inhiban o dañen a las bacterias del metano, que son bastante más sensibles a ellos que otros microorganismos. Por esta razón es importante que en los rellenos sanitarios dedicados a la recuperación del metano, se evite depositar productos químicos o materiales que contengan elementos químicos tóxicos o inhibitorios de microorganismos mencionados. El tiempo de generación de las bacterias del metano es de cinco horas.

2.3 CONCLUSIONES

La biomasa es toda materia orgánica de origen vegetal o animal, incluyendo los materiales procedentes de su transformación natural o artificial. La biomasa natural es la que se produce en la naturaleza, sin la intervención humana. La biomasa residual es la que genera cualquier actividad humana; en los procesos agrícolas, ganaderos y los del propio hombre, tal como, basuras y aguas residuales. Los procesos termoquímicos que se utilizan para el aprovechamiento de la biomasa y de los residuos sólidos, con fines de generación eléctrica, son: La combustión, la gasificación y la pirólisis, mientras que el único proceso bioquímico con fines de generación eléctrica es la digestión. La utilización, con fines energéticos, de la biomasa al igual que los residuos sólidos, por lo general requieren un tratamiento físico previo como lo es: el triturado, astillado, compactado, pulverizado y secado, para utilizarlos en los sistemas convencionales..

El proceso puede involucrar tecnologías de conversión, tanto primarias como secundarias o ambas. En la tecnología primaria, la biomasa y también los residuos sólidos urbanos, sin tratamiento, son convertidos directamente en calor, en un combustible más conveniente, o en un transportador de energía en forma de gases, tales como el CH₄, H₂ y combustibles líquidos. Las tecnologías secundarias convierten estos transportadores en el producto final de energía deseado, tal como el transporte de los productos o mercancías y personas o iluminación eléctrica. Generalmente las tecnologías termoquímicas convierten la biomasa a electricidad mediante turbinas ensambladas a generadores eléctricos, mientras que la digestión, genera gases como el metano, que es aprovechado generalmente por motogeneradores ó turbinas de gas acopladas a un generador para la producción eléctrica.

La eficiencia que presenta cada tecnología es muy variada, dependiendo del tipo de energía que se quiera obtener, en el caso de la energía eléctrica, la combustión tiene una eficiencia del 30%, si el combustible es derivado de la basura, la eficiencia cae en un rango del 12-24%. La gasificación tiene una eficiencia del 35-45%, la pirólisis del 15%. La digestión tiene una eficiencia energética del 40%, es decir, del total del potencial energético, solo el 40% es convertido en metano, la eficiencia de las turbinas de gas utilizada para aprovechar el metano es del 20-40%, para capacidades de 250 KW a 250 MW, respectivamente. Mientras que la tecnología de Calor y Energía combinados, utilizado en las plantas de combustión tiene una eficiencia mayor al 70%, en tanto que la eficiencia de las calderas se encuentra en un rango del 75-85%. El poder calorífico de cada producto obtenido de las diversas tecnologías varía en un rango de los 4-6 MJ/m³ del gas obtenido en la gasificación donde la atmósfera de oxidación es aire, de 10-15 MJ/m³ donde la atmósfera de gasificación es con oxígeno. El poder calorífico del aceite obtenido de la pirólisis de los residuos sólidos urbanos es de 24.4 MJ/Kg, de 42 MJ/Kg si el aceite proviene de las llantas. Mientras que el poder calorífico del gas obtenido de la pirólisis de los residuos sólidos urbanos es de 18 MJ/m³ y el gas de la pirólisis de las llantas de 40 MJ/Kg. Por otro lado el metano contenido en el gas de los digestores puede variar entre el 50% y 75%, lo cual afecta directamente el poder calorífico desde los 20 -26 MJ/m³.

CAPÍTULO 3 ANÁLISIS AMBIENTAL

3.1 Principales contaminantes

3.1.1 Sostenibilidad

El desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades del presente, sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones, de satisfacer sus propias necesidades. Ésto involucra dos conceptos claves:

1) El concepto de 'necesidades', en particular de las necesidades esenciales del sector mas pobre del mundo, para los cuales debe haber una prioridad primordialmente. 2) La idea de las limitaciones impuestas por las tecnologías actuales y la organización social, en la capacidad del medio ambiente para satisfacer las presentes y futuras necesidades.

Así las metas del desarrollo social y económico deben ser definidas en términos de la sostenibilidad en todos los países desarrollados o en vías de desarrollo, con mercado-orientado o planeado centralmente. Las interpretaciones serán muchas, pero deberán compartir ciertas características generales y deben fluir, desde un consenso en el concepto básico de desarrollo sostenible, en un marco general estratégico para conseguirlo.

El desarrollo involucra una transformación progresiva de la sociedad y la economía. La vía de desarrollo que es sostenible en un sentido físico podría teóricamente ser buscada inclusive en un escenario político y social rígido (WCED, 1987). Pero la sostenibilidad física no puede ser asegurada a menos que las políticas de desarrollo pongan su atención a tales consideraciones, como cambios en el acceso a los recursos y en la distribución de los costos y beneficios. Incluso la pequeña noción de la sostenibilidad física implica un asunto de equidad social entre generaciones, un asunto que debe ser lógicamente extendido a la igualdad entre cada generación.

La satisfacción de las necesidades y aspiraciones de los seres humanos es el mayor objetivo del desarrollo. Las necesidades primordiales del vasto número de habitantes en los países en desarrollo por comida, ropa, refugios, trabajos, aún no están siendo satisfechos y más allá de sus necesidades básicas, estas personas tienen aspiraciones válidas por una mejor calidad de vida. Un mundo en el cual la pobreza y la desigualdad son endémicas siempre será propenso a crisis ecológicas y de otras índoles.

Los niveles de vida que van más allá del mínimo básico son sustentables solo si el nivel del consumo donde quiera que sea, tiene un sentido amplio de la sostenibilidad. Aún así muchos de nosotros vivimos más allá de los concernientes ecológicos, por ejemplo, en los modelos del uso de la energía. Las necesidades percibidas, son socialmente y culturalmente determinadas, y el desarrollo sostenible requiere la promoción de los valores que fomenten el nivel de consumo que se encuentre dentro de los límites ecológicos posibles y razonablemente deseados.

Satisfacer las necesidades esenciales depende, en parte de conseguir el total crecimiento potencial y el desarrollo sostenible, claramente requiere de un crecimiento económico en los lugares donde tales necesidades no han sido satisfechas. En cualquier lugar, ésto puede ser consistente con un crecimiento económico, provisto dicho crecimiento refleja los principios generales de la sostenibilidad y la no explotación de otros. Pero el crecimiento por sí mismo no es suficiente, los altos niveles de la actividad productiva y la pobreza extendida pueden coexistir, y pueden poner en peligro el medio ambiente. Debido a que el desarrollo sostenible requiere que las sociedades satisfagan las necesidades humanas, ambas, aumentando el potencial productivo y asegurando oportunidades equitativas para todos.

Una expansión de población, puede incrementar la explotación de los recursos y disminuir los niveles de vida en las áreas donde la privación es extensa. El asunto no es simplemente por el tamaño de la población, si no por la distribución de los recursos, el desarrollo sostenible puede únicamente ser perseguido, si el desarrollo demográfico está en armonía con los cambios potenciales productivos del ecosistema. La sociedad puede poner en riesgo de muchas formas, su capacidad de satisfacer las necesidades esenciales de las personas en un futuro, por ejemplo, debido a la sobreexplotación de los recursos. La dirección de los desarrollos tecnológicos puede resolver algunos de los problemas inmediatos, pero también resolver algunos de mayor índole. Grandes secciones de la población pueden ser marginadas por su bajo nivel de desarrollo.

La erosión de los suelos, los desvíos del curso del agua, la extracción de los minerales, las emisiones de calor y gases nocivos en la atmósfera, el comercio forestal, las manipulaciones genéticas, son ejemplos de la intervención humana en los sistemas naturales durante el curso del desarrollo. Hasta hace poco, tales intervenciones eran pequeñas en escala, y su impacto limitado. Actualmente tales intervenciones son más drásticas en escala e impacto, y más amenazante para los sistemas de supervivencia tanto localmente como globalmente (WCED, 1987). Como mínimo, el desarrollo sostenible no debe poner en peligro los sistemas naturales de supervivencia en todo el planeta: La atmósfera, las aguas, los suelos y a los seres humanos.

El crecimiento económico y desarrollo obviamente involucran cambios físicos en el ecosistema. Cada ecosistema de cualquier región, no puede ser preservado intacto, un bosque puede ser mermado en un momento clave y ampliado en otro sitio, lo cual no es malo mientras que la explotación haya sido planificada y los efectos en el ritmo de la erosión del suelo, el comportamiento del agua y las pérdidas genéticas hayan sido tomadas en cuenta. En general, los recursos renovables como los bosques, y los bancos de peces necesitan no ser mermados, explotándolos a un ritmo dentro de los límites de la regeneración y su crecimiento natural. Pero la mayoría de los recursos renovables son parte de un ecosistema complejo e interrelacionado, y el máximo rendimiento sostenible debe ser definido después de tomar en cuenta los grandes efectos en el sistema, provenientes de la explotación.

Por lo que respecta a los recursos no renovables, como los combustibles fósiles y los minerales, su uso reduce las reservas disponibles para las futuras generaciones. Pero esto, no significa que tales recursos no deben ser utilizados, en general el ritmo de agotamiento debería tomar en cuenta, lo críticos e importantes que son dichos recursos, la disponibilidad de las tecnologías para la minimización de los agotamientos, y la probabilidad de sustitutos estén disponibles. Así la tierra no debería ser degradada más allá de su recuperación. Con los minerales y los combustibles fósiles, el ritmo de agotamiento y el énfasis en el reciclaje y la economía de su uso, debería ser calibrado para asegurarse que los recursos no se agoten antes de asegurarse que los sustitutos ya están disponibles. El desarrollo sostenible requiere que el ritmo de agotamiento de los recursos no renovables debería detenerse como nuevas futuras opciones como sea posible.

El desarrollo tiende a simplificar los ecosistemas y a reducir su diversidad de especies, y las especies una vez extintas, no son renovables. La pérdida de especies de flora y fauna puede limitar las opciones de las futuras generaciones, así el desarrollo sostenible requiere la conservación de todas las especies. Los llamados productos gratuitos como el agua y el aire son también recursos. Las materias primas y la energía de los procesos de producción son solo parcialmente convertidas a productos útiles. El resto sale como desperdicios, el desarrollo sostenible requiere que los impactos adversos de la calidad del aire, agua, y otros elementos naturales sean minimizados al grado de sustentar la integridad total de los ecosistemas.

En esencia, el desarrollo sostenible es un proceso de cambio en el cual la explotación de los recursos, la dirección de las inversiones, la orientación del desarrollo tecnológico y los cambios institucionales estén

todos en armonía y mejora ambas, para el futuro potencial y actual para satisfacer las necesidades y deseos de los seres humanos.

El desarrollo sostenible requiere de métodos y herramientas para medir y comparar los impactos ambientales de las actividades humanas en varios productos (mercancías y servicios). Con el abastecimiento de dichas mercancías y servicios a la sociedad, contribuyen a generar un amplio rango de impactos ambientales. Los impactos ambientales son por ejemplo, las emisiones al ambiente, el consumo de los recursos, así como otras intervenciones, tales como el uso de suelo, etc. El análisis de ciclo de vida es una técnica para evaluar las cargas ambientales de un producto o un sistema.

3.1.2 Análisis de ciclo de vida

El análisis de ciclo de vida (ACV) es una técnica para evaluar varios aspectos asociados con el desarrollo de un producto y su impacto potencial, a través de la vida del producto, desde adquisición sin tratamiento del material, el proceso, la manufactura, uso, y finalmente su desecho. Los análisis de ciclo de vida deberían sistemáticamente y adecuadamente dirigir los impactos ambientales de los productos o sistemas. La profundidad de los detalles y el marco temporal de estudio del análisis de ciclo de vida, puede variar y extenderse, dependiendo de la meta y alcance. El alcance, las suposiciones, la descripción y la calidad de la información, las metodologías y salida de información de los estudios del análisis del ciclo de vida deben ser transparentes.

La metodología del análisis del ciclo de vida debería ser amigable a la inclusión de nuevos descubrimientos científicos y mejoras tecnológicas (Varun y col., 2008). El punto clave del análisis de ciclo de vida es en el acercamiento de estudio de un modo holístico, el producto o sistema como un todo y nos permite evitar, la suboptimización, que puede ser el resultado de solo pocos procesos, concentrándose en ellos. Los resultados son también relacionados con el uso del producto el cual permite una comparación entre diversas alternativas. El análisis de ciclo de vida incluye la definición de meta y alcance, análisis de inventarios, evaluación de los impactos y la interpretación de los resultados como se aprecia en la Figura 3.1.

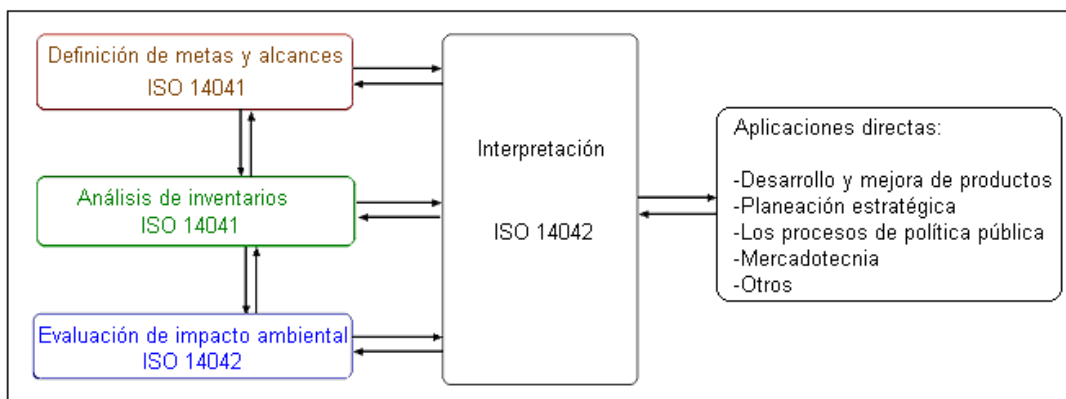


Fig. 3.1 Esquema de evaluación del ciclo de vida (Rebitzer y col., 2008)

La creciente preocupación sobre el futuro de las fuentes energéticas y la gran conciencia sobre la importancia de la energía en nuestra sociedad, han llevado a preguntar cuanta energía es usada en la producción de productos y servicios. Una importante aplicación del análisis del ciclo de vida es el análisis neto de energía. La energía neta ha sido definida como la cantidad de energía que queda para el uso del consumidor después de los costos de la energía, de encontrar la energía, su producción, modernización y entrega de la energía que ha sido pagada (Huettner, 1976).

Si una nueva tecnología consumió mas energía de la que produjo, ésta tuvo una energía de salida neta negativa, esta tecnología no podría proporcionar alguna contribución útil para el abastecimiento de la energía y debería ser descartada. Contrario a esto, si una nueva tecnología de energía puede conseguir una energía de salida neta positiva, cuando la energía está en poco suministro, entonces podría ser adoptado para el uso, incluso si la perspectiva de la evaluación económica se encuentra desfavorable (Mortimer, 1991). El análisis de ciclo de vida es un instrumento para cuantificar todos los impactos de toda la cadena de abastecimiento de la energía. Por ejemplo, para obtener el requerimiento de energía acumulativa para producción de una planta de energía, el ciclo de vida de emisión del carbón, etc. Para mayor facilidad se requiere separar en componentes y subcomponentes y todo el flujo de material y energía a través de éste es examinado (Wagner, 2007).

El impacto del ciclo de vida de los sistemas de energía renovables mas comunes es importante cuando se compararan con los sistemas de combustible convencionales para una elección racional de fuentes de energía. En adición a las diferencias ya conocidas entre los sistemas de energía que usan combustible convencional y los sistemas de energía renovables con respecto al impacto económico, existen otras diferencias en muchas otras áreas de impacto que favorecen y apuntan al desarrollo de las energías renovables (Sorensen, 1994).

3.2 Contaminantes en el proceso de combustión

La Tabla 3.1 muestra el ciclo de vida de las emisiones para diversos combustibles convencionales, para la generación de electricidad. Se aprecia que la emisión máxima fue de una planta alimentada por carbón que fue de 975.3 gCO₂ eq/KWh y la emisión mínima fue de una planta nuclear, que fue de alrededor de 24.2 gCO₂ eq/KWh. La Tabla 3.2 muestra una comparación entre las tecnologías de generación eléctrica con energías renovables y las fuentes de generación de energía eléctrica convencional. El ciclo de vida de las emisiones son comparativamente muy altas en las fuentes convencionales comparadas con las fuentes renovables. En las fuentes convencionales solo la generación eléctrica nuclear tiene menos emisiones al ambiente, pero el desecho de los materiales radioactivos causan mayores daños al entorno.

Tabla 3.1 Comparativo del análisis de ciclo de vida de las emisiones de CO₂ en diversas técnicas de producción de electricidad (Varun y col., 2008)

Fases de evaluación del ciclo de vida	Carbón gCO ₂ eq/KWh	Aceite gCO ₂ eq/KWh	Gas gCO ₂ eq/KWh
Combustión del combustible	886.8	704.3	477.9
Construcción	3.6	2.3	2.9
Operación	32	35.2	117.7
Clausura de servicio de planta	52.9	0.3	9.1
Total	975.3	742.1	607.6

Tabla 3.2 Comparativo de análisis de ciclo de vida de emisiones con sistemas convencionales de generación eléctrica con fuentes de energía renovables (Varun y col., 2008)

Sistemas convencionales		Sistemas renovables	
Sistema	gCO ₂ eq/KWh	Sistema	gCO ₂ eq/KWh
Carbón	975.3	Eólico	9.7-123.7
Aceite	742.1	Solar	53.4-250
Gas	607.6	Biomasa	35-178
Nuclear	24.2	Térmica solar	13.6-202
		Hidroeléctrico	3.7-237

3.3 Contaminantes en el proceso de gasificación

Varun y col. (2008) revisaron los impactos ambientales de la producción de energía eléctrica a través de una planta de gasificación de ciclo combinado alimentado por biomasa. Los resultados son comparados con la opción alternativa con la producción de energía por las plantas de energía convencionales alimentados por combustibles fósiles. Como un modelo para la evaluación del impacto se utilizó la metodología del Eco-indicador. Dicho método ha sido desarrollado dentro del Programa Nacional Holandés acerca del reciclado de la basura.

El ciclo de producción de biomasa se basa en la cosecha de árboles, después de que se rotan los árboles, por tres años más se cultivan en viveros para después podarlos. El campo estimado de biomasa es de 20 Mg/ha*año. La cantidad neta disponible de biomasa es aproximadamente de 16 Mg/ha*año, esto como resultado natural de secado de los árboles durante el almacenamiento. Para el transporte de la biomasa los trailers de diésel con (40 Megagramos cargados) fueron usados, y la distancia promedio de almacenamiento de la biomasa a la planta de energía, fue asumida en 75 Km. El consumo de energía y las emisiones debidas a la extracción, procesamiento, transporte y combustión del combustible para transporte fueron considerados.

Un valor medio o bajo de producción de gas por calor es producido por el gasificador de cama de flujo presurizado con un flujo continuo de aire u oxígeno (la inyección de vapor no es necesario debido a la humedad de la biomasa). El poder calorífico mínimo del gas es sensible al agente oxidante y a la humedad de la biomasa. El gasificador incluye filtros mecánicos y ciclones para la remoción de grandes partículas provenientes del gas. Un paso de filtración también es necesario para remover las partículas pequeñas (más pequeñas de 10 μm) las cuales no deben entrar a las turbinas de gas. La biomasa es usada como combustible en las plantas de energía de ciclo-combinadas de gas/vapor. La cantidad de producción de emisión de CO_2 fue de 7330 $\text{KgCO}_2\text{eq/ha}^*\text{año}$.

Varun y col. (2008) revisaron una interpretación del análisis y evaluación del ciclo de vida de la gasificación integrada de ciclo combinado (GICC), alimentado por biomasa con absorción química de CO_2 . En la simulación, un gasificador atmosférico ha sido modelado, alimentado con un flujo de 31 Kg/s de biomasa, la biomasa considerada son árboles de poplar, caracterizados por una proporción de 8.28 de carbón/hidrógeno y el poder calorífico mínimo aproximado de 18,000 KJ/Kg, los valores de efecto invernadero para las diferentes fases consideradas en términos de Kg de CO_2 equivalente por unidad funcional (1 MJ de energía producida).

Los resultados son comparados con la gasificación integrada de ciclo combinado, donde la reducción de CO_2 es obtenida por medio de soluciones orgánicas derivadas del amoníaco y por absorción química. Una planta de gasificación de biomasa integrada de ciclo combinado con absorción química de CO_2 forma el gas sintético que ha sido simulado por medios del Aspen Plus. Los resultados son 167 $\text{KgCO}_2\text{eq/MWh}$ con respecto al carbón convencional de gasificador integrado de ciclo combinado con valor de 700-800 $\text{KgCO}_2\text{eq/MWh}$.

También se ha estudiado la evaluación del ciclo de vida de la gasificación integrada de biomasa de ciclo combinado con eliminación de CO_2 por absorción química (Carpentieri y col., 2005). Ésta evaluación se condujo en base a la metodología de evaluación de impacto del Eco-indicador 95, el propósito de ese trabajo fue la evaluación del impacto ambiental en el horizonte de ciclo de vida y en la utilización de biomasa para producción de energía.

La contribución de las diversas fases del ciclo de vida de todos los impactos son resaltados de acuerdo al orden de evaluación de las fases de mayor impacto. Se realizó también un comparativo con un análisis de evaluación en el ciclo de conversión de energía alimentado con carbón (GICCC). Los

resultados en la simulación del estudio de Carpentieri y col. (2005) de las emisiones de CO₂ fueron 178 KgCO₂ eq/MWh. La Tabla 3.3 muestra los resultados generales del análisis de CO₂ en los sistemas con utilización de biomasa en los gasificadores.

Tabla 3.3 Perspectiva de análisis del CO₂ en los sistemas que usan biomasa (Varun y col., 2008)

Año de estudio	Proceso	índice de potencia	gCO₂ eq/KWh
2004	Sistema de carbón +biomasa y eliminación de CO ₂	457 MW	43
2005	IBGCC+ eliminación de CO ₂ (absorción química)	204.5 MW	178
2005	Cogeneración de biogás	80 KW	78
1999	90% de carbón y 10% de paja	509 MW	37
	90% de carbón y 10% de madera		35
1999	IGCC	1 MW	110

3.4 Contaminantes en el proceso de pirólisis

El aceite de pirólisis obtenido de la biomasa residual, y de materiales tales como los desechos en las construcciones y demoliciones, es un sustituto potencial del petróleo, para generar energía renovable y calor para diversos procesos. La tecnología de procesamiento rápido térmico PRT[®], desarrollado por Tecnologías Evergent, es un proceso térmico rápido por el cual, la biomasa es vertida en un contenedor y rápidamente calentada a un temperatura de 500 °C por un tornado de arena caliente y rápidamente enfriado en segundos.

El proceso genera grandes capacidades de bio-aceite o aceite de pirólisis o aceite pirolítico de los residuos de la silvicultura o residuos de la agricultura de la biomasa. El proceso también genera subproductos que son las cenizas y gas no condensable, el cual es utilizado en el recalentador, para proporcionar al proceso calor y secar la biomasa. El aceite de pirólisis puede ser quemado directamente para generar electricidad y las emisiones en la etapa de combustión son consideradas como neutrales para el carbono. Dado que el CO₂ es absorbido por la fotosíntesis durante el proceso de crecimiento de la biomasa, así las emisiones de GEI son significativamente menores comparadas a las emisiones de los combustibles fósiles.

Las metas de estudio del análisis de ciclo de vida de la combustión del aceite de pirólisis o aceite pirolítico para la generación de energía eléctrica, se proponen entender la importancia relativa al cultivo, transporte y combustión en el análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI, investigar las materias primas y tecnologías, y evaluar la eficiencia en la generación de energía eléctrica. Los límites del sistema incluyen la energía, combustible, químicos, y las necesidades de transporte para realizar todas las fases, comenzando con los cuidados en el vivero para la biomasa y terminando con la combustión del aceite pirolítico en la planta de generación eléctrica.

La unidad funcional es asumida en 1 KWh de electricidad generada, todas las entradas fueron simuladas en el programa de análisis de ciclo de vida Simapro 7.1 para generar el análisis de ciclo de vida de las emisiones de la generación de energía eléctrica usando el método del potencial de calentamiento global (PCG). Los efectos del porcentaje de área de tierra para el cultivo de biomasa y transporte de la biomasa fueron investigados para diferentes escenarios. Un escenario adicional evaluó las reducciones de GEI cuando la electricidad es proporcionada por una planta de pirólisis autosuficiente, así se evita el uso de electricidad proveniente de la red de suministro eléctrico.

Los diversos caminos para generación de electricidad en el análisis son: Planta parásita alimentada por aceite pirolítico de los residuos de tala y remoción, también este mismo combustible en planta de alimentación dual, planta parásita alimentada por aceite pirolítico de cultivos de rápido crecimiento,

también el caso de este mismo combustible en planta de alimentación dual, combustión directa de la biomasa de los residuos de tala y remoción, y combustión directa de las cosechas de rápido crecimiento.

3.4.1 Contaminantes generados en el transporte de biomasa al proceso pirolítico

El modelo matemático mostrado en la ecuación fue utilizado para simular la distancia del transporte entre los sitios de recolección de biomasa y las plantas de pirólisis.

$$r = 2/3 * \tau * \sqrt{(F / (\pi * Y * f))} \quad (3.1)$$

Donde:

- τ : Representa el factor de tortuosidad del camino (1.5)
- f : Es la fracción de tierra destinada a la cosecha de la biomasa (0.10)
- Y: Representa la cosecha de biomasa en toneladas por acre
- F: Es la biomasa necesaria para generar la cantidad de energía requerida para cada caso
- π : Constante matemática, relación entre la longitud de la circunferencia y su diámetro

(Se asume que la biomasa húmeda contiene 40% de humedad, y es transportada por camiones de 16 toneladas, para los casos de combustión directa de la biomasa). F fue calculada por la capacidad de energía de la planta, la eficiencia y el valor calorífico mínimo de la biomasa seca. Para las plantas de turbina de gas de ciclo combinado (TGCC), y los sistemas de generación por diésel, la F fue calculada por la energía de salida, las eficiencias térmicas de la planta, el poder calorífico mínimo del aceite de pirólisis y la proporción de la producción de aceite pirolítico en relación a la biomasa de entrada.

Para las plantas de cogeneración, se asumieron 400 toneladas de biomasa seca completamente fueron llevadas a la planta de generación de combustibles convencionales para ser quemadas. Las distancias de transporte de las 3 materias primas para cada planta de generación es mostrada en la Tabla 3.4. El desecho de madera es producido por la misma planta de generación del aceite pirolítico, por tanto el transporte no es requerido.

CD1 y CD2 representan la combustión directa de la biomasa en una planta de generación eléctrica tipo ranking con capacidad de 10 MW, 107,291 y 77,250 toneladas de biomasa son requeridas para CD1 Y CD2 por año, respectivamente (Tabla 3.4). Los valores de F, son 62,907 y 31,170 para los casos de combustión de aceite pirolítico TGCC y generador diésel, por otro lado, 146,000 toneladas de biomasa son quemadas en las plantas de combustible fósil. Para la variable Y de la cosecha de biomasa, SRC poplar, SRC sauce, y residuos de tala y remoción de árboles, son de 6.02, 5.31 y 0.28 toneladas por acre, respectivamente.

Tabla 3.4 Distancias de transporte de la biomasa a los sistemas de generación eléctrica (Fan y col., 2010)

Tipo de biomasa	Distancia (millas)				
	CDI	CD2	TGCC	Generador diésel	Plantas convencionales
SRC poplar	3.84	3.26	7.21	5.07	10.98
SRC sauce	4.09	3.47	7.67	5.4	11.69
Residuos de tala de árboles	17.97	15.25	33.7	23.72	51.34

3.4.2 Contaminantes en la generación de energía eléctrica a partir del aceite pirolítico

Para comprender la ventaja que tienen la generación eléctrica de los aceites de pirólisis desde la perspectiva ambiental, Fan y col. (2010) hicieron el análisis de ciclo de vida de los GEI sobre la combustión directa de las virutas de madera, en una planta convencional de ciclo Rankin, y el análisis de la combustión del aceite de pirólisis en plantas nuevas y ya instaladas. Para los casos de combustión directa de la biomasa, se tomó en cuenta 3 tipos de materias primas: Residuos sólidos, sauces SRC y árboles poplares SRC, los que son directamente puestos al proceso de combustión en una planta con capacidad de salida de 10 MW.

La eficiencia de los casos independientes de la combustión directa de biomasa CD1 Y CD2, se asumieron como 18 y 25% respectivamente, representando las plantas modernas y ya existentes con una entrada de 400 toneladas de biomasa seca por día. Tres sistemas de conversión de energía fueron consideradas para los casos de combustión del aceite de pirólisis: 1) Plantas convencionales de combustión que queman combustibles fósiles incluyendo carbón, gas natural y combustóleo. 2) Plantas de turbinas de gas de ciclo combinado (TGCC) con recuperación de calor. 3) Plantas con generador estacionario diésel. En los casos de sustitución del aceite de pirólisis (en plantas de cogeneración) representa la combustión del aceite pirolítico en plantas de generación convencionales como materia prima, reemplazando los combustibles fósiles convencionales. La eficiencia de la generación eléctrica para los casos de sustitución fueron asumidas como la misma de una planta de combustible fósil (<30%) (Mann y Spath, 2001).

La biomasa húmeda (40% en peso de humedad), es transportada a una distancia promedio de 100 Km hacia la planta de generación. Se asumió que 400 toneladas de biomasa seca es procesada en los casos de sustitución de combustibles fósiles por aceite pirolítico. La salida de energía de estos sistemas fue calculada por el tipo de biomasa, el valor calórico mínimo de la biomasa y la eficiencia de la planta.

La planta de turbina de gas de ciclo combinado y el generador estacionario de diésel, se asumió como sistema parásito, en los cuales, la energía requerida para realizar la pirólisis, es proporcionada por la planta de energía integrada de combustión del aceite pirolítico. Un estimado de 0.012 KWh de electricidad generada es consumida por la planta de pirólisis para producir 1 MJ de aceite pirolítico, y entonces más aceite pirolítico es requerido para entrar en combustión para generar 1 KWh de electricidad. La eficiencia neta de las plantas con turbinas de gas de ciclo combinado, es de 39% mientras que la eficiencia del diésel estacionario es de 40.9%.

La producción de aceite pirolítico, fue dividido en 3 etapas de ciclo de vida: El cultivo y la cosecha, el transporte de la biomasa y la pirólisis. 400 toneladas por día de biomasa seca fue asumida para generar el aceite pirolítico. Las emisiones de GEI, se muestran en la Tabla 3.5. Para las plantas no parásitas, el proceso de pirólisis es el mayor contribuidor de los gases GEI en la producción de aceite pirolítico, debido principalmente al consumo de electricidad proveniente de la red eléctrica. El menor impacto ambiental proviene del aceite pirolítico producido de los desperdicios de madera, debido a que la materia prima por si misma no introduce ninguna emisión de GEI.

Cuando el valor de f cambia, la distancia de transporte de la materia prima de la biomasa de ajusta en consecuencia, como resultado las emisiones de esta parte del análisis de ciclo de vida, (de la producción a la puerta de la planta), de la producción de pirólisis, cambia. El caso base para el valor de f es de 0.01 que es el caso básico, y la f se fue modificando para hacer un análisis de sensibilidad. Las distancias para los diferentes valores de f se muestran en la Tabla 3.6 y las emisiones de transporte de GEI en la producción de aceite pirolítico se muestra en la Figura 3.2.

Tabla 3.5 Emisiones de GEI de la producción de aceite pirolítico provenientes de 4 diferentes tipos materia prima de la biomasa (Fan y col., 2010)

gCO ₂ eq/ MJ aceite pirolítico	Aceite pirolítico poplar	Aceite pirolítico residuos	Aceite pirolítico sauces	Aceite pirolítico desperdicios de madera
Materia prima	4.00	2.08	2.41	0
Transporte	0.82	3.84	0.87	0
Pirólisis	8.59	8.59	8.59	8.59
TOTAL	13.42	14.51	11.88	8.59

Los efectos con respecto a la distancia del transporte de la biomasa, en el análisis de ciclo de vida de los impactos de emisiones de GEI, para la producción del aceite pirolítico, es mayor para valores pequeños de f : $0.03 < f < 0.6$. A valores pequeños de f , donde las distancias de transporte son grandes, los residuos por tala y remoción emiten la carga más grande de GEI, aunque los residuos del cultivo son pequeños, comparado con la biomasa de SRC. A mayores valores de f ($f > 0.6$), las emisiones por residuos de tala y remoción y las cosechas por SRC, se tornan similares, en término de emisiones de GEI.

Tabla 3.6 Distancias de transporte de la biomasa para diversos valores de f (Fany col., 2010)

r (millas)	$f= 0.03$	$f= 0.1$	$f= 0.3$	$f= 0.6$	$f= 0.9$
Poplar	20.05	10.98	6.34	4.48	3.66
Sauce	21.34	11.69	6.75	4.77	3.90
Residuos	93.74	51.34	19.64	20.96	17.11

Sin embargo, tales valores tan grandes de f no son probables en la mayoría de las aplicaciones, debido a que la basura de la madera tal como las virutas de madera son producidas dentro del mismo sitio, no se requiere de transporte y los cambios del valor de f no hacen impacto en el análisis de ciclo de vida de las emisiones de la producción del aceite pirolítico proveniente del desecho de madera.

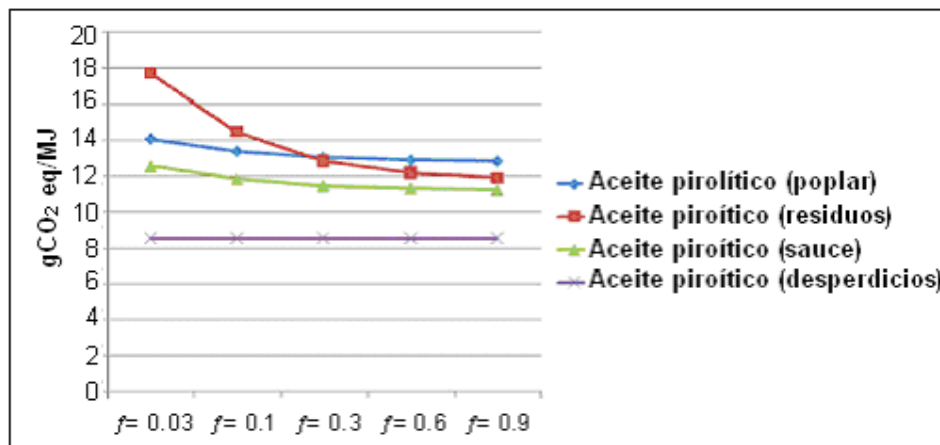


Figura 3.2 Emisiones de GEI del transporte de biomasa para diferentes valores de f (Fan y col., 2010)

3.4.2.1 Aceite pirolítico en planta autosuficiente

La ubicación de la fuente de energía y de la planta de pirólisis, tiene un gran impacto en los resultados del análisis de ciclo de vida. Si la planta de pirólisis esta integrada con la planta de energía, la electricidad generada en la planta de energía puede ser consumida internamente para satisfacer la

demanda de energía de la pirólisis. Aunque toda la eficiencia de la generación de energía disminuirá, las emisiones de GEI causadas por el uso de electricidad de la red, pueden evitarse. La Tabla 3.7 muestra las emisiones de GEI de la producción de aceite pirolítico, cuando esta planta autosuficiente es considerada a estudio, las emisiones en la producción de aceite pirolítico, son considerablemente menores, un poco más de 8 gCO₂ eq/MJ de aceite de pirólisis, comparados con los resultados de la Tabla 3.5.

Tabla 3.7 Emisiones de GEI provenientes de plantas autosuficientes en la producción de aceite pirolítico (Fan y col., 2010)

gCO ₂ eq/ MJ Aceite pirolítico	Aceite pirolítico poplar	Aceite pirolítico residuos	Aceite pirolítico sauces	Aceite pirolítico despedicios de madera
Materia prima	4.00	2.08	2.41	0
Transporte	0.82	3.84	0.87	0
Pirólisis	0.42	0.42	0.42	0.42
TOTAL	5.25	6.34	3.70	0.42

3.4.2.2 Planta tipo TGCC con recuperación de calor

Con respecto a la generación de energía eléctrica, para los sistemas de TGCC, las emisiones causadas por la red eléctrica son evitadas. Adicionalmente no hay emisiones de GEI causadas por el transporte del aceite pirolítico debido a que la planta de pirólisis y el sistema TGCC se encuentra integrado. Las emisiones totales muestran una ventaja significativa. El ciclo de vida de las emisiones de GEI se muestra en la Figura 3.3. Las emisiones de GEI de los árboles poplares y sauces, son las más significativas para la etapa de cultivo y cosecha, mientras que el transporte y pirólisis tienen los valores casi iguales. Para los residuos de tala y remoción, el cultivo, cosecha y transporte, tienen casi la misma magnitud debido a las grandes distancias necesarias por la relativa baja productividad de la materia prima. El desecho de madera esta disponible sin generar una carga y no necesita ser transportado, dado que es asumido que la biomasa está disponible el mismo lugar de la generación de electricidad y pirólisis. Las emisiones de GEI evitadas, comparadas con el rango de línea base de carbón, desde 95% hasta 99%, dependiendo del tipo de biomasa utilizada.

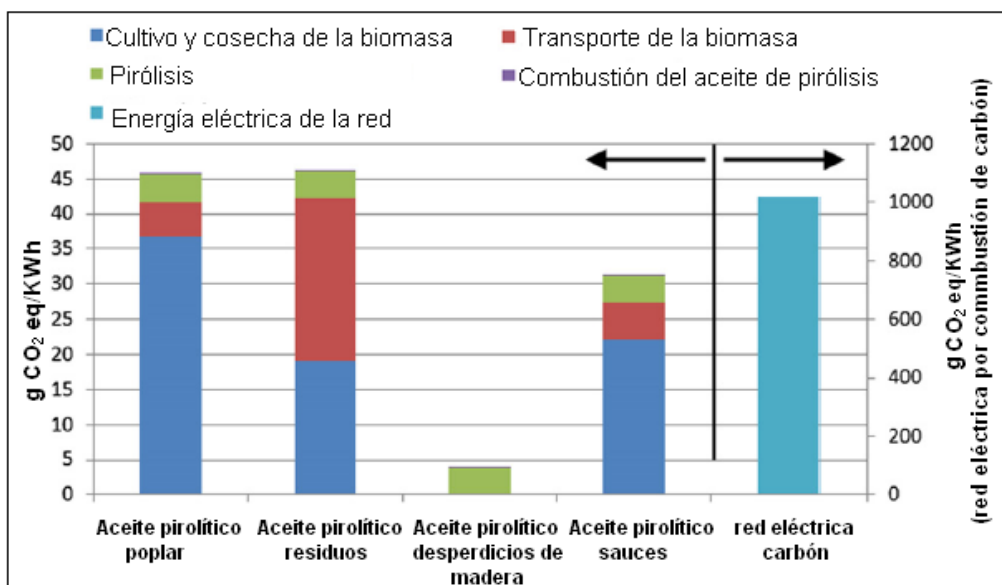


Figura 3.3 Análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI para la generación de energía eléctrica por el sistema de TGCC (Fan y col., 2010)

3.4.2.3 Generador diésel estacionario

En el caso del generador estacionario de diésel, también es un sistema parásito, similar al caso del sistema de TGCC. 0.52 Kg de aceite pirolítico es puesto en combustión para generar 1 kWh de electricidad neta. Los resultados del análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI, se muestran en la Figura 3.4. Los resultados son similares al caso del sistema con TGCC, los impactos por cultivo y cosecha son mayores para los árboles poplares y sauces, con emisiones casi iguales para el transporte de biomasa y la producción del aceite de pirólisis. La electricidad generada de la producción de aceite pirolítico a partir de los residuos de tala y remoción muestra impactos relativamente mayores y las emisiones de GEI a partir de los residuos de madera son las menores.

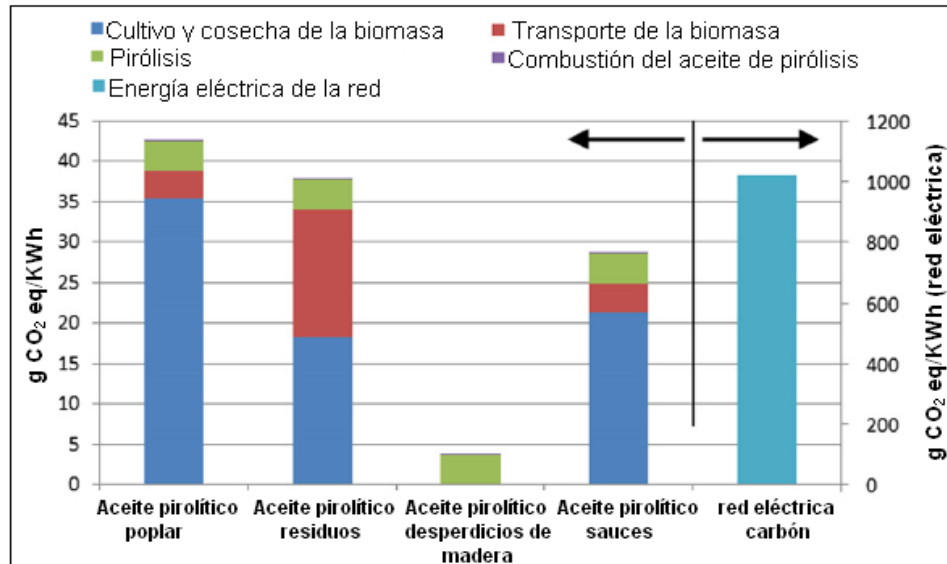


Figura 3.4 Análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI para el sistema con generador estacionario diésel (Fan y col., 2010)

3.4.2.4 Aceite pirolítico sustituyendo al carbón

En el caso donde el aceite de pirólisis es sometido a combustión en una planta de generación por carbón, reemplazando el carbón, la eficiencia se asumió como la misma de una planta de generación por carbón (33%). Los resultados del análisis de ciclo de vida de las emisiones, se presenta en la Figura 3.5. Debido a que el lugar de producción del aceite de pirólisis se encuentra alejado de la planta de generación y hace uso de electricidad, la producción del aceite pirolítico contribuye en mayor parte al impacto de generación de GEI en el análisis de ciclo de vida. Con respecto a los árboles poplares y sauces, el cultivo y cosecha contribuyen como segundo impacto en la emisión de GEI seguido por el transporte del aceite pirolítico y transporte de la madera de los residuos de tala y remoción, la emisión más baja es la que emiten los desperdicios de madera como materia prima, dado que no hay emisiones debidas al cultivo, cosecha y transporte, con un valor de 104.12 gCO₂ eq/KWh seguido por la emisión del sauce con un valor de 139.82 gCO₂ eq/KWh, la emisión más alta la generan los residuos de tala y remoción con un valor de 168.51 gCO₂ eq/KWh.

3.4.2.5 Aceite pirolítico sustituyendo al gas natural

En el caso donde el aceite pirolítico es sometido a combustión, en una planta de gas natural, como materia prima, la eficiencia es la misma que una planta promedio de gas natural (42%). Los resultados del análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI, se muestran en la Figura 3.6. Los resultados son

cualitativamente similares a los que se arrojaron en la sustitución del carbón, excepto que todas las emisiones fueron menores, debido a la gran eficiencia de generación de la electricidad.

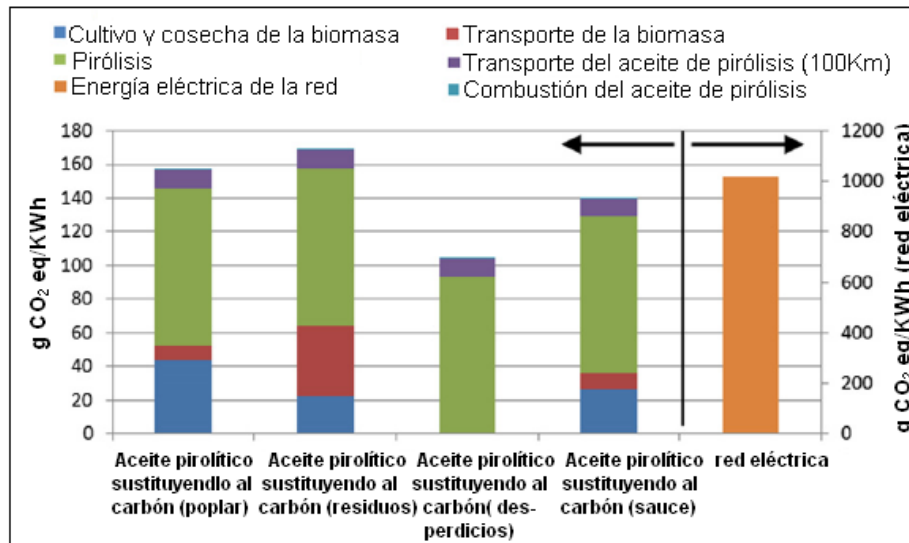


Figura 3.5 Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI de la combustión de aceite pirolítico en sustitución del carbón en la planta alimentada por carbón (Fan y col., 2010)

La gran eficiencia se traduce en la disminución de la demanda de materia prima por unidad de electricidad de salida generada, las emisiones evitadas comparadas a las emisiones de gas natural entraron en un rango de 77%-81% dependiendo del tipo de biomasa utilizado. El aceite pirolítico producido por los desperdicios de la madera, muestran las emisiones más bajas seguidas por la de los sauces, poplares y residuos de tala y remoción de árboles, emitiendo 81.34, 109.24, 122.35 y 131.65 gCO₂eq/KWh, respectivamente.

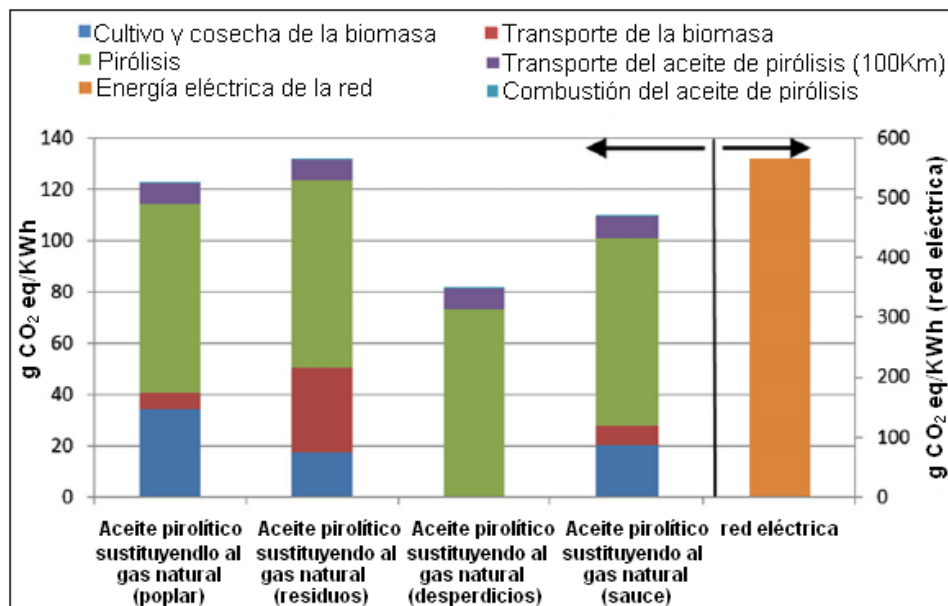


Figura 3.6 Análisis de ciclo de vida de las emisiones de la combustión del aceite pirolítico en una planta alimentada por gas natural (Fan y col., 2010)

3.4.2.6 Aceite pirolítico sustituyendo al combustóleo

En el caso donde el aceite pirolítico es puesto a combustión en una planta de combustóleo, como materia prima, la eficiencia que se asume es del (34%). Los resultados de las emisiones en el análisis de ciclo de vida se muestran en la Figura 3.7. Los datos de las emisiones GEI de la planta de combustóleo, fueron obtenidos por el modelo denominado GREET, como punto de referencia. Las emisiones en este caso, son similares a las emisiones de una planta sustituida por aceite pirolítico en lugar del carbón, debido a la eficiencia en la generación de electricidad. Las emisiones evitadas entran en un rango del 80% al 88% dependiendo del tipo de biomasa. El aceite producido por los desperdicios de la madera, muestra las emisiones más bajas, seguido por los sauces, árboles poplares, y el residuo de tala y remoción, emitiendo 100.86, 135.45, 151.71 y 163.24 gCO₂ eq/KWh.

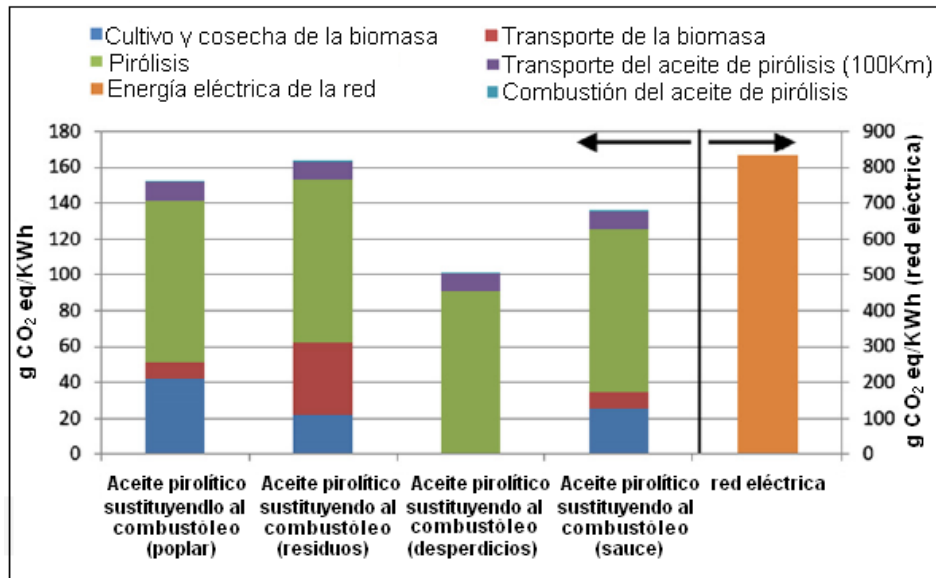


Figura 3.7 Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI en la combustión del aceite pirolítico en una planta de combustóleo (Fan y col., 2010)

3.4.3 Análisis de sensibilidad de la sustitución del aceite pirolítico

En los casos de sustitución, el aceite de pirólisis es producido y transportado a las plantas de generación eléctrica. Para hacer un caso de estudio de la sensibilidad, se tomó como ejemplo el desperdicio de madera como materia prima, para evaluar los efectos de la distancia recorrida por el transporte para la producción de electricidad con aceite pirolítico dentro de un rango de 50-200 Km, valor que fue modificado del caso base con 100 Km de distancia. El resultado del análisis de ciclo de vida de las emisiones se muestra en la Figura 3.8, los efectos de la distancia recorrida por el transporte pueden variar cuando mucho en un 20%, debido a los grandes impactos de la producción del aceite pirolítico utilizando la electricidad de la red en los casos de sustitución.

La sensibilidad para las entradas de SRC fueron también analizadas, duplicando el fertilizante utilizado en el cultivo de árboles poplares y el ciclo de vida de las emisiones se incrementaron de 156.6 gCO₂ eq/KWh a 185 gCO₂ eq/KWh. Adicionalmente para determinar el impacto que tiene el consumo de la electricidad proporcionada por la red en la producción del aceite pirolítico, se mezclaron dos fuentes de información de dos diferentes estados respectivamente.

La electricidad proveniente de oeste de Virginia fue usado como el peor de los escenarios debido a que el carbón es la fuente de energía dominante (97.7%). La electricidad proveniente de Vermont representa

el mejor escenario debido a que la mayor parte de la energía eléctrica es generada por fuentes que contienen menor contenido de carbón. (7.2% de biomasa, 21.2% de hidroenergía y 71.2% nuclear). Se asume que el aceite pirolítico es producido en Vermont y transportado a un estado vecino para desplazar al carbón como fuente de energía. El análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI, son 206 gCO₂ eq/KWh para el escenario de Virginia y 69.6 gCO₂ eq/KWh para el escenario de Vermont.

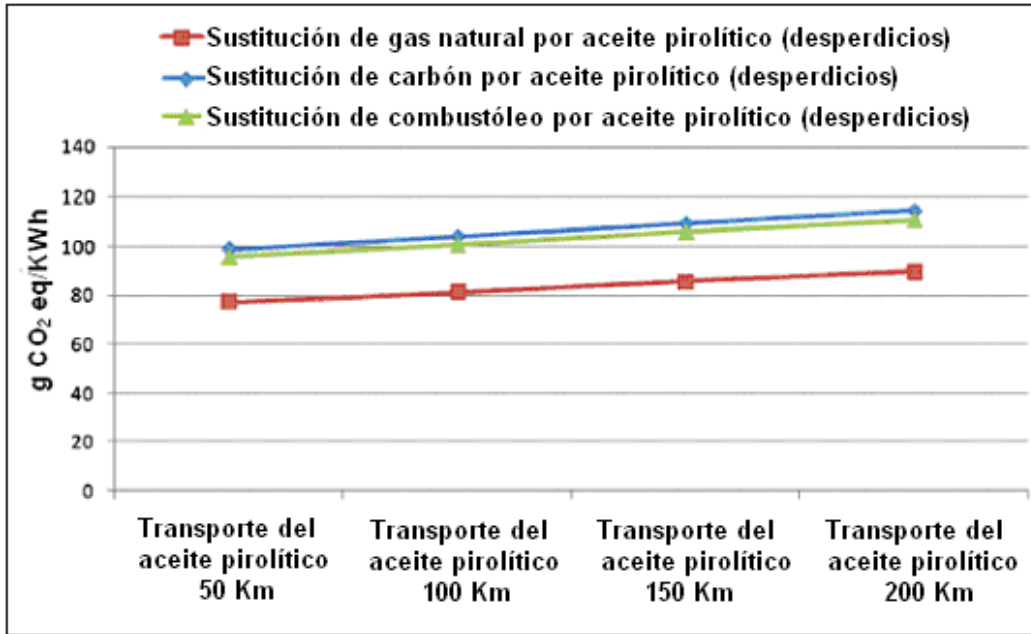


Figura 3.8 Análisis de ciclo de vida de las emisiones de GEI de la combustión del aceite de pirolítico en sustitución del carbón, con diferentes distancias de transporte (Fan y col., 2010)

Las emisiones de GEI para los casos CD1 Y CD2 y se muestran en la Figura 3.9. El cultivo de la materia prima, exhibe la emisión más grande de gases GEI para la SRC y los impactos menores corresponden al transporte de la misma.

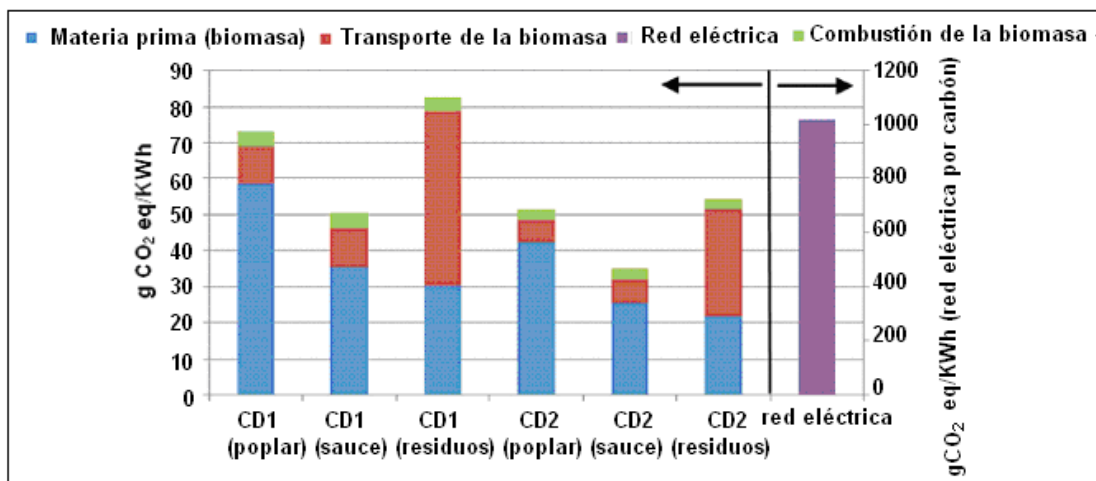


Figura 3.9 Análisis de ciclo de vida de la combustión directa de la biomasa (Fan y col., 2010)

Para los residuos de tala y remoción, el transporte es la etapa de mayor emisión de GEI. En todos los casos, la combustión de la biomasa emite relativamente pocas emisiones de gases GEI, en el caso de

CD2 que es el de mayor eficiencia, muestra menos emisiones que el caso de CD1. Ambos casos CD1 Y CD2 muestran más de un 90% en emisiones evitadas de GEI comparadas a las emisiones que genera una planta alimentada por carbón.

3.4.4 Ventajas de la pirólisis

Se realizó una comparación en la generación de electricidad, por combustión directa de la biomasa, en plantas convencionales de cogeneración de combustible fósil, por TGCC, y generador de diésel estacionario, para determinar las emisiones de GEI y las emisiones evitadas comparadas con las plantas de generación de electricidad convencionales (Fan y col., 2010) Los resultados se muestran en la Figura 3.10. El aceite pirolítico combinado en las plantas de combustible fósil, (carbón, gas natural y combustóleo) tienen las mayores emisiones, aunque las emisiones son significativamente menores que las emisiones por combustión de aceite pirolítico en sustitución de los combustibles fósiles

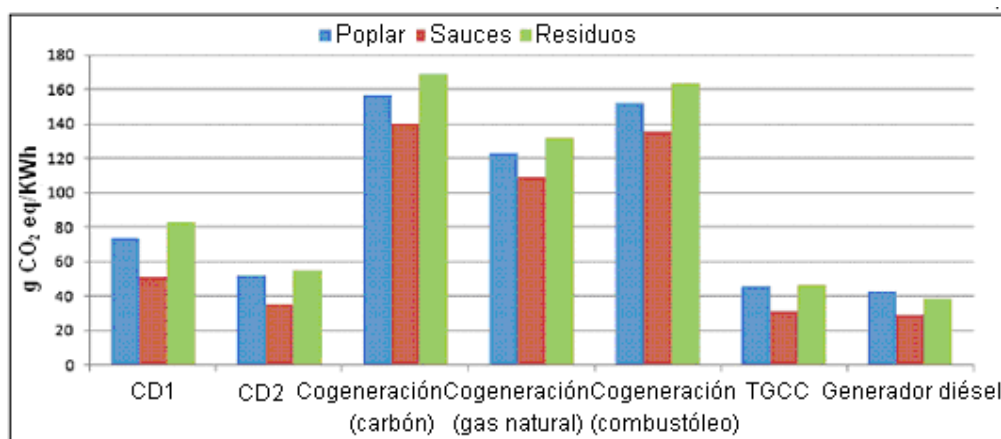


Figura 3.10 Análisis de ciclo de vida de las emisiones GEI en la generación de electricidad por combustión directa de la biomasa y combustión del aceite pirolítico (Fan y col., 2010)

El mayor contribuidor en el análisis de ciclo de vida de las emisiones fue la electricidad usada en la planta de pirólisis. Las emisiones de combustión directa de la biomasa en turbinas de vapor, residen entre las emisiones generadas por cogeneración de aceite pirolítico y combustibles fósiles y la combustión del aceite pirolítico en plantas de TGCC y generador diésel estacionario, en este caso las emisiones se deben principalmente al cultivo, cosecha y transporte de la materia prima.

3.5 Contaminantes en el proceso de digestión

Se realizó un estudio en Tailandia comparando dos esquemas: Incineración y digestión (Wirawat y Shabbir, 2006). El esquema propuesto para la digestión se muestra en la Figura 3.11. Las emisiones al aire, agua y suelo, recursos y materiales usados como consumo de energía fueron calculadas en este estudio. Las categorías de impacto consideradas son, potencial de calentamiento global (PCG), acidificación (AP), potencial de eutroficación (PE), potencial de agotamiento de la capa de ozono estratosférico (PACO), potencial de oxidación fotoquímico (POF), metales pesados, desecho sólido a relleno sanitario y consumo de recursos energéticos. Los resultados se muestran en la Tabla 3.8.

En la digestión, la acidificación producida por las actividades del mismo proceso de digestión fue pequeña y por tanto, fue fácilmente compensada con las emisiones evitadas por el fertilizante natural y la producción de electricidad. Las emisiones evitadas por la producción de fertilizante fueron casi cuatro

veces más que de la producción de electricidad, La digestión tiene ahorros energéticos grandes debido a la producción de fertilizante (70%) y a la producción de electricidad.

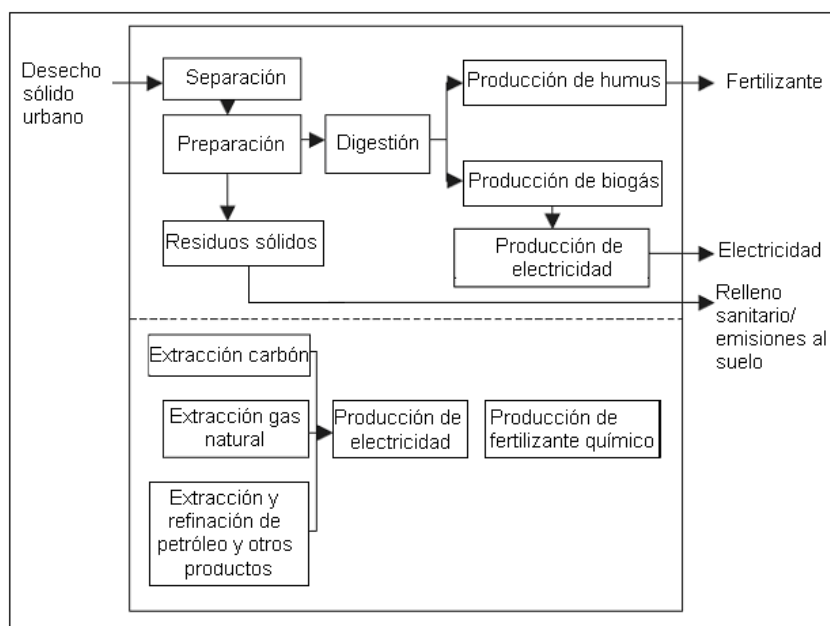


Figura 3.11 Proceso de digestión (Wirawat y Shabbir, 2006)

Tabla 3.8 Evaluación del proceso de digestión en su impacto ambiental (Wirawat y Shabbir, 2006)

Categoría de impacto	Impacto total	Producción de		
		Digestión	Electricidad (MW)	Producción de fertilizantes
PCG (KgCO ₂ eq)	-276	-	-76	-200
AP (Kg SO ₂ eq)	-1.57	0.00951	-0.324	-1.25
PE (KgPO ₄ eq)	7.37	11.2	-0.317	-3.77
POF (KgC ₂ H ₄ eq)	-0.0253	9.31x10 ⁻⁷	-0.0208	-0.00444
PACO (KgCFC ⁻¹¹)	1.9X10 ⁻⁵	-	-1.8X10 ⁻⁵	-1.1X10 ⁻⁶
Metales pesados (KgPb eq)	-0.00358	4.85X10 ⁻⁸	-5.7X10 ⁻⁵	-0.00352
Consumo de energía (MJ PCM)	-3,580	-	-1,070	-2,510
Generación de desecho a relleno (Kg)	372	374	-0.057	-1.54

Los residuos sólidos en la digestión fueron de materias que no son digeridas como plásticos, metales, hules y vidrio. Estos desechos se esperan ser dispuestos en rellenos sanitarios. Por otro lado en la Agencia de Manejo de Energía Ambiental Francesa se realizó un estudio para identificar el mejor método para utilizar el biogás a partir de la degradación anaerobia, combustible, energía térmica o electricidad. Para llevar a cabo este estudio, se aplicó el análisis de ciclo de vida (ADEME, 2007).

3.5.1 Categoría de impacto

Los impactos ambientales estudiados son:

- Consumo de energía primaria no renovable (EPNR)
- Potencial de calentamiento global (PCG)
- Acidificación del aire (AA)

Potencial de eutroficación (PE)

Los impactos relacionados a la presencia de metales pesados o bacterias patógenas en la composta no fueron considerados en este estudio.

3.5.2 Métodos para utilizar el biogás

La Tabla 3.9, muestra los resultados de los 4 indicadores de impactos ambientales que fueron estudiados en el trabajo de Francia para cada método de utilización del biogás (ADEME, 2007). Las figuras negativas (en gris débil) muestran que las emisiones de la producción de biogás son más bajas que las emisiones evitadas debido a la combustión de energías no renovables. Las figuras positivas (en gris fuerte) muestran que las emisiones de la producción de biogás son más altas que las emisiones evitadas debido a la combustión de energías no renovables. Las figuras en negritas muestran el mejor método de utilización del biogás por cada indicador.

Tabla 3.9 Mejor uso del biogás según su impacto ambiental (ADEME, 2007)

Uso del biogás (procedimiento sustituido)	Energía primaria			
	no renovable MJ	gCO ₂ eq	gSO ₂ eq	gPO ₄ eq
Calor (aceite)	-13	-1,390	1.5	0.59
Calor (gas natural)	-8.6	-1,141	4.0	0.74
Electricidad	-9.8	-327	3.8	0.76
Cogeneración (aceite)	-20	-920	3.2	0.72
Cogeneración (gas natural)	-18	-800	4.4	0.80
Carburante (autobús con diésel)	-7.0	-1,176	-4.7	0.11
Carburante (autobús con gas natural)	-7.8	-1,297	3.0	0.70
Carburante (camión de desechos con gas natural)	-5.1	-1,020	-4.9	0.10
Carburante (camión de desechos con diésel)	-7.8	-1,299	3.0	0.70
Carburante (auto con diésel)	-7.4	-1,241	1.2	0.54
Carburante (auto con gasolina)	-13	-1,566	0.88	0.56
Carburante (auto con gas natural)	-7.8	-1,336	3.0	0.70

El impacto ambiental al utilizar biogás es menor cuando está comparado al uso de la energía no renovable. Para ambas aplicaciones de energía (calor y combustible), la utilización del biogás demuestra una ventaja en términos de consumo de la energía primaria no renovable y del potencial del calentamiento del planeta (por 100 años). Incluyendo las emisiones de los gases efecto invernadero de la separación y colección del desecho en el cálculo no altera esta ventaja. La utilización del biogás demuestra una ventaja en términos de acidificación del aire solamente si substituye el combustible diésel para un autobús o un auto. El uso del biogás evita la emisión de los compuestos de sulfuro que contienen los combustibles diésel. La utilización del combustible del biogás en un autobús o un carro emite menos óxidos de nitrógeno que la utilización del diésel.

Las diversas aplicaciones del biogás tales como combustible para los autobuses o los carros de la basura que substituya el combustible diésel son las más interesantes en lo referente a los 4 indicadores (potencial del calentamiento del planeta, acidificación del aire, eutroficación y consumo de la energía primaria). Para los impactos en potencial del calentamiento del planeta, la acidificación del aire y la eutroficación, las diversas aplicaciones del biogás como combustible aparecen como más positivas que bajo la forma de cogeneración y electricidad. Esta tendencia es menos obvia para los impactos en la acidificación y la eutroficación del aire si el combustible substituido es gas natural.

El uso del biogás en la cogeneración es especialmente interesante para el consumo de la energía no renovable primaria. En relación con la energía no renovable primaria (del impacto), la cogeneración es el uso más preferible, pues permite alcanzar un de alto rendimiento debido a la producción de electricidad y de calor. En relación con los otros impactos, la cogeneración no tiene un buen punto ambiental que el uso del biogás para la producción de calor sustituyendo al producido por el aceite combustible. Los impactos evitados debido a la producción combinada del calor y de electricidad son más bajos que los impactos evitados por la producción de calor solamente. Esto asume que 100% del calor producido está utilizado. Si la demanda del calor de un cliente externo es igual para ambos procedimientos (producción y cogeneración de calor), el uso del biogás en una cogeneración es más interesante en términos de emisiones de gas del calentamiento del planeta debido a la producción evitada de electricidad.

La producción de electricidad es el procedimiento en desventaja para “el impacto efecto invernadero”. Los impactos evitados dependen principalmente de la producción eléctrica nuclear que emite relativamente pocos gases del calentamiento del planeta. Este método de producción tiene sin embargo algunos impactos específicos no incluidos en este estudio, especialmente la producción de desechos radioactivos. Si el biogás se puede utilizar para sustituir la producción de electricidad de una central eléctrica de gas natural, este método de la utilización llega a ser muy interesante en términos de su contribución del calentamiento del planeta. En este caso, el método de la utilización del biogás basado en la producción de electricidad es mejor que su utilización como combustible en los carros con la sustitución del diésel. Para las otras categorías del impacto, el uso del biogás en la producción eléctrica permite evitar el consumo de energía y después la producción de calor (con la sustitución de gasolina y aceite), la cogeneración y el uso de combustible (que substituye la gasolina en un coche).

3.5.3 Beneficios del biogás

3.5.3.1 Beneficios humanos

3.5.3.1.1 Salud

Algunas de las ventajas sobre salud con la puesta en marcha de plantas del biogás son: Reducción de la exposición al humo en el ambiente de interior, reducción en las infecciones respiratorias agudas en la población de todas las edades, índices mejorados de mortalidad infantil, reducción de enfermedades en los ojos, reducción de las concentraciones de monóxido de carbono, formaldehído y partículas suspendidas en los ambientes de interior (Pandey, 1984).

3.5.3.1.2 Higiene

Debido a la carencia de la colección y del tratamiento de las aguas residuales en las infraestructuras de la zona de Santa Rosa, las excreciones humanas con su mal manejo y aguas residuales son problemas graves. Las enfermedades contagiosas tales como diarrea, cólera y tuberculosis, etc. son ocurrencias comunes en zonas rurales. Sin embargo, el uso de digestores ha ayudado a mejorar la situación de la higiene. Se estima que 77,000 hogares en Nepal rural, tienen baños conectados con las plantas del biogás (Bajgain y col., 2005).

3.5.3.1.3 Ventajas de ahorro en las amas de casa

Desde mujeres y niños están involucrados en la recolección de la leña, con el uso de los digestores, se ha podido reducir hasta 3 horas diarias del tiempo que pasaban en la recolección de leña (Dahal, 2005). Ésto es equivalente a un ahorro de más de 35,000 horas de trabajo de niños y mujeres por año versus las horas de trabajo de la instalación de 111,000 plantas del biogás en el país (EC, 2003).

3.5.3.1.4 Educación

Hay una escasez severa de energía térmica y eléctrica en zonas rurales. Ésto hace imposible para que los niños se involucren en actividades de educación por la tarde después de la puesta del sol. El establecimiento de digestores ha proporcionado la energía para más de 20,000 hogares en las zonas rurales (EC, 2003). Esto ha proporcionado los medios convenientes para la lectura o el estudio incluso en la obscuridad.

3.5.3.1.5 Generación de empleo

Se emplean aproximadamente 11,000 personas en el sector del biogás. La distribución del empleo es como sigue: 6,000 técnicos, 2,700 administrativos/financieros, 800 promotores locales, y los repartidores. El efecto secundario del empleo en el sector del biogás se ha estimado para proporcionar el empleo para alrededor de las 65,000 personas adicionales por toda la nación de Nepal (Bajgain y col., 2005).

3.5.3.2 Ventajas económicas y ambientales

La demanda de la energía en una gran población conlleva a una gran presión sobre los recursos naturales y el ambiente, además de restricciones severas de desarrollo sostenible de esa área (Guo y col., 2006). El consumo de energía para una vivienda es un proceso de interacción entre el ambiente y la economía.

3.5.3.2.1 Reducción de los residuos

El método de la pirámide permite obtener una jerarquía para una estrategia de la gestión de desechos. Antes de la instalación de las plantas del biogás, las grandes cantidades de residuos de la agricultura se utilizaban en estufas de cocina, que causaron una gran contaminación de interior por el humo generado. Puesto que, 2.7 kilogramos de residuos de la agricultura se utilizan como sustrato en los digestores (110.000 toneladas de a escala nacional), se convierten a gas de metano, que es una forma de energía muy eficiente sin el humo y las partículas de hollín (EC, 2003).

3.5.3.2.2 Reducción del estiércol de animales

Hace varios años, el estiércol se utilizaba para aumentar la capacidad calorífica en el cocimiento de tabiques. En otras áreas el estiércol se secaba para después quemarlo como combustible sólido en las estufas de las áreas rurales. Como en el caso de los residuos agrícolas, el estiércol de ganado se convierte a una energía eficiente bajo la forma de gas de metano (BSP, 2006).

3.5.3.2.3 Reducción de la utilización de keroseno

El keroseno es ampliamente utilizado en Nepal y otros lugares, para cocinar y para otros propósitos de calentamiento. Debido a la instalación de las plantas del biogás, el uso del keroseno se ha reducido, en el caso de Nepal hasta por casi 7.7 millones de litros por año (BSP, 2006). Puesto que los productos petrolíferos algunos se importan, la reducción del uso del keroseno ha ahorrado aproximadamente US\$2.1 millones de dólares por año.

3.5.3.2.4 Reducción del uso de fertilizante químico

El digestor produce fertilizante orgánico con alto contenido de nitrógeno, potasio y fósforo. El fertilizante se puede utilizar en tierras de labranza como alternativa a los fertilizantes químicos. Los fertilizantes

químicos se importan generalmente. Se ha estimado que hay un ahorro anual de 4,329 toneladas de nitrógeno y sustancias con fósforo y 2,109 toneladas de potasio debido a la instalación de los digestores. Ésto se traduce en un ahorro anual de US\$300,000 dólares (BSP, 2006).

3.5.3.2.5 Reducción del consumo de leña

El carbón al quemarse directamente, no sólo emite gases de efecto invernadero y los contaminantes ambientales, tales como SO₂, CO, partículas suspendidas totales, sino también efectos negativos en el ambiente interior de la casa y en la salud de los residentes. Según una estimación reciente, casi 10,000 ha de bosque en la región llana meridional en Nepal se habían perdido debido a las actividades de la recolección de la leña en 2004 (MOES, 2006). Sin embargo, la instalación de las plantas del biogás o digestores ha ayudado a proteger el bosque. Por ejemplo, por cada hogar que ha instalado una planta del biogás tiene un ahorro anual de 2 toneladas de leña (EC, 2003). Ésto significa que hay un ahorro a escala nacional de más de 200,000 toneladas de leña por año.

3.6 Conclusiones

De los 4 procesos de transformación analizados, el mayor contaminante por unidad de energía obtenida, es la combustión alimentada por combustible fósil, de los combustibles fósiles analizados, el mayor contaminante es el carbón, con una emisión de 2.7×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, seguido de la combustión alimentada por carbón y biomasa con 2.5×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, con respecto a la combustión de biomasa, se aprecia una disminución muy marcada en la generación de emisiones, con 9.7×10^{-9} tonCO₂ eq/KJ_e, dicha disminución se debe a que a la biomasa se le considera con cero emisiones netas de bióxido de carbono cuando se reincorpora a su ciclo de vida natural, entre la producción y la combustión, sin embargo, otras etapas del ciclo de vida sí producen emisiones, como lo es el transporte o el pretratamiento de acondicionamiento.

El proceso de transformación que tiene las emisiones por debajo de la combustión de combustible fósil, es la gasificación del carbón con 2.2×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, cuando se alimenta la planta con biomasa únicamente, los niveles de emisión bajan significativamente, debido a las cero emisiones netas de bióxido de carbono, como sucede en el caso de la combustión, con una emisión de 5.0×10^{-9} tonCO₂ eq/KJ_e. Cuando la planta se alimenta dualmente, se toma en consideración, tanto la emisión del combustible fósil y la emisión de la biomasa.

Un factor clave en la generación total de emisiones, es la distancia de transporte de la biomasa como materia prima, a la planta o instalación de transformación. Según la IEA, el transporte de 2.9 millones de m³ de árboles talados, a una distancia de 120 Km, resulta en 24,400 ton de CO₂ emitido, mientras que la recolección y triturado del material solo 8,000 ton CO₂. En los primeros 50 Km de distancia de transporte se producen aproximadamente 78 gCO₂ eq/KWh y a los 200 Km la emisión aumenta a 90 gCO₂ eq/KWh, lo que implica que a mayor distancia más emisiones.

La digestión llevada a cabo en relleno sanitario es tan contaminante como la combustión de un combustible fósil, como lo es el combustóleo con 2.0×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e. La pirólisis de los residuos sólidos resulta ser casi tan contaminante como la combustión de los residuos sólidos con 1.2×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e y 1.3×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, respectivamente. Sin embargo las plantas pirolíticas tipo autosuficientes, son las que tienen menores emisiones, debido a que en este tipo de plantas, se produce tanto el aceite pirolítico como combustible y la electricidad obtenida al utilizar dicho combustible directamente, por lo que sus emisiones son del orden de 1.2×10^{-8} - 1.0×10^{-9} tonCO₂ eq/KJ_e. La emisión de la digestión en reactores con 9.0×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e, queda colocado entre la cantidad de emisiones de los residuos en proceso pirolítico y la gasificación de los residuos en ciclo combinado, con 1.2×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e y 4.9×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e, respectivamente.

Tabla 3.10 Comparativo de tecnologías en su generación de contaminantes

Tecnología	TonCO ₂ eq/KJ _e	Referencia
Combustión		
Carbón	2.7x10 ⁻⁷	(Varun y col., 2008)
Combustóleo	2.0x10 ⁻⁷	(Varun y col., 2008)
Gas natural	1.6x10 ⁻⁷	(Varun y col., 2008)
Biomasa	9.7x10 ⁻⁹ - 2.3 x10 ⁻⁸	(Sims, 2002; Varun y col., 2008)
Biomasa y carbón	2.5x10 ⁻⁷	(Fan y col., 2010)
Residuos urbanos	1.3x10 ⁻⁷	(Zaman, 2010)
Gasificación		
Biomasa de madera	5.0x10 ⁻⁹ -1.01x10 ⁻⁸	(Sims, 2002)
Carbón (IGCC)	1.9x10 ⁻⁷ - 2.2x10 ⁻⁷	(Varun y col., 2008)
Biomasa (10%)-carbón (90%)	1.02x10 ⁻⁸	(Varun y col., 2008)
Biomasa residual (IBGCC con absorción química de CO ₂)	4.94x10 ⁻⁸	(Varun y col., 2008)
Pirólisis		
Aceite pirolítico en planta TGCC y generador diésel	1.2x10 ⁻⁸	(Fan y col., 2010)
Aceite pirolítico en planta con generador diésel	1.0x10 ⁻⁹ - 1.1x10 ⁻⁸	(Fan y col., 2010)
Aceite pirolítico en planta convencional (carbón)	2.8x10 ⁻⁸ - 4.6x10 ⁻⁸	(Fan y col., 2010)
Aceite pirolítico en planta convencional (gas natural)	2.2x10 ⁻⁸ - 3.6x10 ⁻⁸	(Fan y col., 2010)
Residuos Urbanos	1.2x10 ⁻⁷	(Khoo y col., 2009)
Digestión		
Desechos sólidos urbanos	2.1x10 ⁻⁸ - 9.0x10 ⁻⁸	(Wirawat y col., 2006; ADEME, 2007)
Relleno sanitario	2.0x10 ⁻⁷	(Khoo y col., 2010)

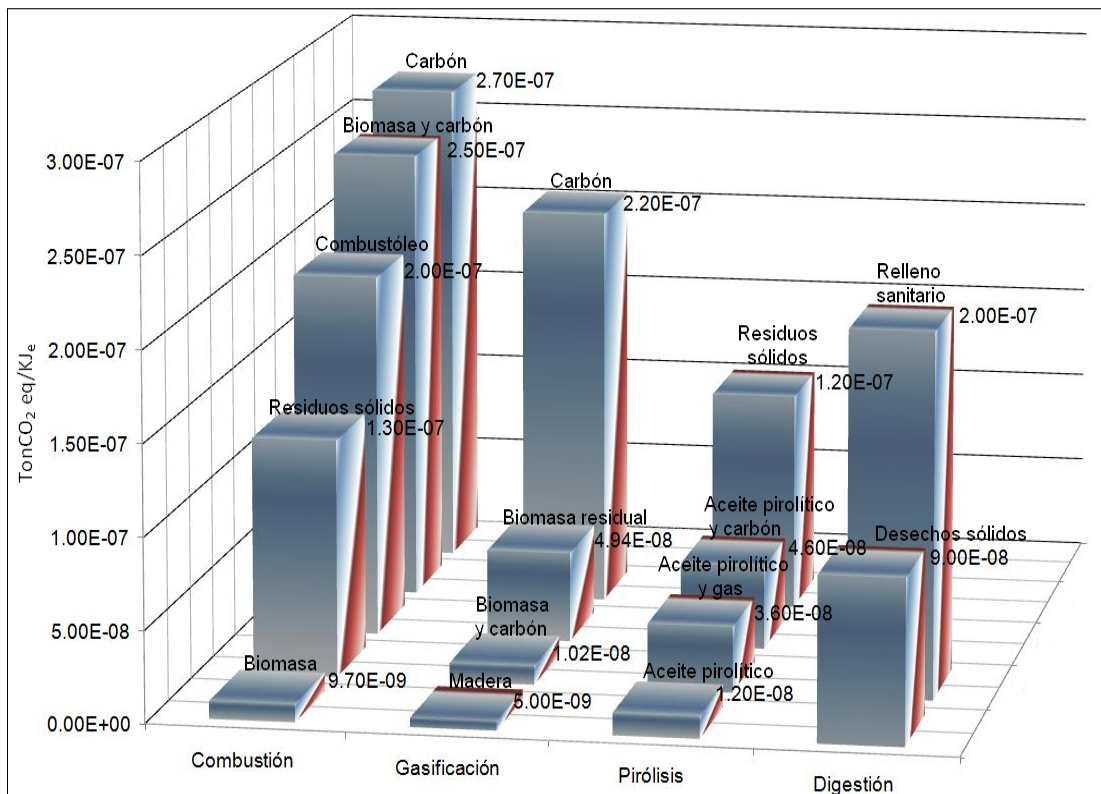


Figura 3.12 Diagrama de barras de los resultados comparativos de las tecnologías en la generación de contaminantes

CAPÍTULO 4 ANÁLISIS ECONÓMICO

4.1 Análisis económico en el proceso de combustión

4.1.1 Mejoras en la incineración de la biomasa

Bioten de Knoxville, Tennessee ha utilizado exitosamente el aserrín para convertirlo en combustible, bajo el proceso de combustión a gran escala con una turbina de gas LM-1500. La captura de gas es conseguida usando un ciclón, y la disponibilidad es del 85%. La unidad produce 6 MW, con un régimen térmico promedio de 15.6 MJ/KWh y la electricidad que genera es vendida a la Autoridad del Valle de Tennessee. El costo de capital de la planta fue de 7.25 millones de dólares y por lo tanto, el costo unitario de inversión es de \$1,208/KW usd. El costo unitario de energía eléctrica generada es de 3.9 ¢usd/KWh, del cual, los costos de mantenimiento y operaciones de combustible contribuyen con 1.8 ¢usd/KWh.

La planta se utilizará para probar otros tipos de biomasa, incluyendo el bagazo, cáscara de arroz y desechos de poda. Los problemas particulares que han sido dirigidos sobre el prototipo original son: La alimentación de biomasa se mejoró por el uso de un sistema de inyección neumático con contenedor dual cerrado, la combustión y las temperaturas del aire fueron minimizadas para los problemas que se presentaban de incrustaciones en las aspas de la turbina asociadas a los depósitos alcalinos (Sims, 2002). Las incrustaciones de las aspas, fueron reducidas por el uso de aditivos mientras que pasa el 50% del gas del generador de aire alrededor de la cámara de combustión, la cual también ayuda a reducir las partículas que llevan y a incrementar la eficiencia del ciclón. La eficiencia térmica se mejoró reduciendo las caídas de presión de la cámara de combustión/ sistema ciclón de 41 KPa a 13 KPa. El secado de la biomasa fue mejorado con la utilización de pulverizadores de barridos de aire que minimiza, seca y clasifica el combustible en una operación.

4.1.2 Incineración de RSM

La tecnología de la biorefinería Convertech se desarrolló en Nueva Zelanda. La biomasa se convierte en productos valiosos tales como químicos, productos de madera reconstruida como paneles de madera, calor y electricidad. En esencia parte del proceso central involucra la ventilación de las partículas volátiles, producidas por el precalentamiento de la biomasa. A través de la entrada de vapor de destilación, es posible la recuperación de los productos volátiles como combustible para el proceso de generación de calor o como un producto de valor como el aceite proveniente de la biomasa.

La materia prima se alimenta a la planta en forma de partículas de biomasa, y entra a una velocidad de 20 m/s a una atmósfera de vapor, a presiones por arriba de los 30 bar y temperaturas en el rango de los 200-300°C. Después de separar los metales y el vidrio, los residuos sólidos municipales (RSM) trozados finamente, con un 75% de biomasa húmeda, puede ser fácilmente procesada de la misma forma, elevando la temperatura en uno de los módulos del proceso a aproximadamente 500°C. El mismo proceso de ventilación para las partículas volátiles podría ser utilizado para extraer los gases y vapores provenientes de la fracción orgánica de polímeros de los RSM. De esta forma la recuperación de los monómeros puede ser conseguida, sin la previa selección de la fracción orgánica de los RSM.

Los gases de vapor que entran, podrían ser procesados para recuperar la nafta como cera, mientras los RSM trozados, podrían ser procesados más adelante en la etapa de secado de vapor de súper calentamiento de múltiple efecto, del sistema para ser secado y convertirse en combustible derivado de la basura. El proceso podría ser implementado en niveles de pequeña escala, relativamente, por debajo de 2 Ton/hr ó 15,000 Ton/año de RSM, ó 1000 Ton/año de polímeros desechados contenidos en dichos RSM (Sims, 2002). En base a estimados preliminares, el procesamiento de RSM en gran escala, a un

promedio de 20 Ton/h y equipado para recuperar cerca de 9,000 Ton/año de monómeros, mientras que se genera electricidad, con los siguientes datos económicos: Un costo de inversión de: \$27 millones usd, cuota de entrada evitada por RSM de: \$10 usd/tonelada húmeda; costo de energía producida promedio: 2-3 ¢usd/KWh; precio promedio de energía producida: 8 ¢usd/KWh (más de 20 años de vida de la planta); precio venta de la nafta: \$360/tonelada usd.

4.2 Análisis económico en el proceso de gasificación

Un gasificador innovador de 40 MW_{th}, fue desarrollado por el laboratorio de Battelle Columbus, fue construido y evaluado por la planta de energía McNeil con alimentación de biomasa, en Vermont, USA. Es un diseño de lecho fluidizado circulante, que es uno de los lechos específicamente diseñados a utilizarse en biomasa opuesto al carbón. Utiliza 200 ton/día de biomasa, es de vapor a diferencia del que comúnmente suele utilizarse de aire, y así produce un gas con alto poder calorífico, de alrededor de 16-18 MJ/m³.

La eficiencia del gas enfriado del gasificador, es cercana al 70% del poder calorífico, dando como resultado un 35-40% de eficiencia en el combustible para la generación de electricidad, comparado con el 20% que comúnmente tiene una planta termoeléctrica que consume biomasa directamente. La planta utiliza dos reactores de lecho fluidizado por separado con arena súper calentada circulante, aplicando el calor a las partículas de la biomasa para producir el gas. El diseño evita el uso del sistema de remoción del gas caliente (a menudo con dificultades técnicas).

El proyecto es auspiciado en la planta instalada de McNeil, y una etapa se desarrolló. Dicha etapa sirvió para probar la posibilidad del desarrollo de dicho gasificador, y utilizar dicho gas directamente en las calderas ya existentes, antes de hacer pruebas en la siguiente etapa con la turbina de gas (Sims, 2002). El gasificador se puso en operación en 1997 y desde entonces sigue en operación. Alentadoramente, el rendimiento del gasificador, más de 400 ton/día de biomasa proveniente de bosque y residuos agrícolas han excedido los estimados de 225 ton/día. Adicionalmente, el poder calorífico mínimo del gas ha permanecido bastante constante, a pesar del contenido de humedad de la biomasa, así puede utilizarse como sustituto del gas natural.

El departamento de energía de E.E. U.U, estimó que los costos de inversión para una planta de ciclo combinado con gasificación directa de alta presión, de esta escala, caerá de los \$2,000 usd/KW_e actuales a \$1,100 usd/KW_e para el año 2030. Ésto se conseguirá por la experiencia obtenida de los costos de operación, (incluyendo el costo de suministro del combustible), así los costos totales de generación pasarían de 3.98 ¢usd/KWh a 3.12 ¢usd/KWh.

Los costos actuales de operación elevados de 5.50 ¢usd/KWh de los sistemas de vapor reflejan la eficiencia del combustible tan pobre, comparada con la gasificación, pero eventualmente este costo se podría reducir a 3.87 ¢usd/KWh. Un estudio de la OECD, de plantas a escala comercial, mostró que alrededor de 60MW_e las plantas de gasificación integradas de ciclo combinado de biomasa, podrían ser más redituables que la combustión en los lechos fluidizados circulantes, si el combustible pudiera ser entregado por \$2 usd/GJ.

4.3 Análisis económico en el proceso de pirólisis

Shumaker y col. (2009) realizaron un estudio para investigar el potencial del uso de la biomasa para generar electricidad en el estado de Georgia. El volumen, las características, los costos por unidad de energía de entrega son estimados para distintas producciones de biomasa. La producción de combustibles usando la pirólisis fue investigado como principal potencial de conversión de biomasa en electricidad. El costo de operación se proyectó en tres diferentes escalas de producción. Se

determinaron los costos estimados por unidad de electricidad generada. Y parece que bajo las condiciones modeladas que dicha tecnología resulta no ser competitiva con las tecnologías actualmente en operación.

Georgia tiene un gran volumen potencial de materia prima proveniente de la biomasa para su conversión en energía. Existe un potencial de 18 millones de toneladas de material que podría convertirse cada año. Cada tipo de biomasa tiene un costo por tonelada entregada, debido a los precios del mercado de los productos y los costos relativos de transporte. Adicionalmente, algunos tipos de biomasa están disponibles únicamente por temporadas o estaciones del año. Como la generación de electricidad es una operación de minuto a minuto, se debe asegurar el abastecimiento continuo de la materia prima. Otros factores deben considerarse como la humedad contenida y el contenido de ceniza.

El alto contenido de humedad implica altos costos debido a que implica un proceso de secado, que deben ser agregados al costo total de producción de electricidad y quizá haciendo que dicha biomasa sea menos viable en términos económicos. Los altos contenidos de ceniza, requieren consideraciones especiales de diseño sobre las calderas, lo cual también podría elevar el costo capital, al igual que la disposición de las cenizas son un factor importante en los costos.

La cantidad total de los subproductos de las actividades agrarias, fueron evaluadas basadas en la producción anual total del rendimiento masa y el porcentaje de residuos que sobran después de cosechar cada fuente potencial. Las fuentes de biomasa se dividieron en tres grupos para su análisis: Cultivos alternativos tales como el kenaf y pasturas, los residuos de los cultivos tradicionales en hileras, y los productos de la silvicultura.

Para el estudio de producción de electricidad se asumió que: La biomasa se sometería al proceso de secado usando el calor generado por el proceso de pirólisis, la electricidad sería producida de biocombustibles, la energía de los biocombustibles puede ser vendida localmente a precios competitivos y la planta se limitaría en capacidad a no más de 10 MW para conservar los costos del transporte de la biomasa mínimos. El estudio también evaluó el potencial económico a 3 diferentes capacidades en las plantas de pirólisis, basados en un promedio de 160 toneladas de biomasa húmeda por día, que produciría 2,266 KW.

El rango de la capacidad para los sistemas de pirólisis es desde los 2,266 KW a los 6,801 KW con un costo de capital desde los \$11.2 millones de usd a los \$31.6 millones de usd. Considerando la operación de la planta por 24 horas por día y 350 días por año y un promedio anual del costo de la biomasa de \$25 usd/ton, arroja un costo de generación de electricidad de \$0.217 usd /KWh para el sistema más pequeño y para el mayor de \$0.198 usd/KWh.

4.4 Análisis económico en el proceso de digestión

En el Reino Unido solamente las plantas de aguas residuales producen biogás, sin subsidio económico. La compañía British Biogen en 1997, realizó un estudio económico para comparar el costo de generación eléctrica mediante el proceso de digestión de los desechos agrícolas y con el tratamiento de digestión de las aguas residuales, el cual dio por resultado ser 20 ¢usd/KWh más caro que el proceso de generación por desechos agrícolas. Sin embargo, el costo de la eliminación de los materiales de desecho son altos, tales como el pago del transporte, y tirar los desechos orgánicos a un relleno sanitario, los periodos de remuneración de solo 2-3 años pueden resultar de una inversión en plantas de biogás en el mismo sitio del relleno sanitario.

En Nueva Zelanda se llevó a cabo un estudio, usando biomasa cosechada con propósitos energéticos, para la producción de biogás, y ensilando dicha biomasa para su uso fuera de temporada. Cada 100

hectáreas usadas para la producción de la biomasa, para la planta de biogás, generaría 10 GWh/año de electricidad. El biogás podría producirse en plantas agrícolas aproximadamente por \$3 usd/GJ, pero los costos del transporte de la cosecha, podría agregar otro dólar por Gigajoule. Así que esta opción no es usualmente viable.

En Alemania se hizo un análisis en 20 de plantas de tratamiento tanto de las granjas como de desechos alimenticios orgánicos, y resultaron ser rentables. El gas obtenido, tuvo un precio comparable con el precio del gas natural, el crédito se debió por la eliminación de los desperdicios y el calor generado por la planta de biogás también fue utilizado. Contrariamente una planta de biogás comunitaria en la India, para alimentar un generador de alimentación dual diésel/gas, produciendo 5 Kw_e, utilizados para alimentación y bombeo de agua, tuvo un costo de generación de 35 ¢usd/KWh, el cual fue mucho mas caro que el costo de electricidad proveniente de la red nacional. Sin embargo, en este caso el factor de la carga fue solamente de 4 horas por día, debido a la disponibilidad limitada del estiércol animal. Pero aumentado el factor de carga a 15 horas por día, los costos de generación eléctrica disminuyeron en un 50%. Así el sistema no solamente comprobó ser más barato, sino más redituable que la electricidad de la red.

El costo de los reactores para producir el biogás y del equipo de generación de electricidad es de aproximadamente \$1,300/KW para una planta de escala mediana de 500 KW_e. El costo del sistema total, operación, mantenimiento es relativamente grande, 6 ¢usd/KWh, así el costo del ciclo de vida es cercano a los 20 ¢usd/KWh. Ha sido evaluado un amplio rango de tamaños de digestores usados para producir biogás de cultivos, que van desde los 100 m³ a los 10,000 m³. Los rangos más pequeños son adecuados para su uso dentro de la misma granja, los cultivos de 800 m³ requieren 100 hectáreas de tierra, mientras que 10,000 m³ necesitarían cerca de 1,400 hectáreas.

Los costos de inversión varían desde \$2,000 usd/KW para escalas pequeñas a \$1,000 usd/KW para las instalaciones de mayor capacidad (Sims, 2002). Los costos de generación del ciclo de vida disminuyen en un 33%, desde los 6 ¢usd/KWh para las instalaciones de menor capacidad a solo 4 ¢usd/KWh para las instalaciones de mayor capacidad 10,000 m³.

Estudios recientes con mayor experiencia, en tratar un amplio rango de productos orgánicos de desperdicio, incluyendo los desperdicios provenientes de jardines y de papel, (comúnmente llamados desechos verdes municipales (DVM), dichos desechos componen el 70% aproximadamente de los desechos sólidos municipales) desperdicios con alto contenido de proteínas, desperdicios con alto contenido de lípidos, y desechos celulósicos, aportarán reducciones en el costo de la planta y los costos de operación, los cuales deberían fomentar el desarrollo de más plantas de biogás. Un análisis indicativo de ciclo de vida de los costos puede resumirse así:

- Desecho de la materia prima: \$0/GJ
- Cosecha de la biomasa: \$5 usd/GJ
- Transporte: \$1 usd/GJ
- Costo de la planta: \$1,000 usd/KW para desperdicios, \$2,500 usd/KW para cultivos
- Operación y mantenimiento: 6 ¢usd/KWh
- Costos de generación eléctrica: 2-5 ¢usd/KWh, 10-18 ¢usd/KWh

La falta de adopción en este tipo de tecnologías para los desperdicios orgánicos se deben a una pobre comprensión, a someterse al riesgo de una falla en el proceso biológico, los altos costos del transporte de la materia prima y la inconveniencia del mantenimiento de la planta de biogás.

4.5 Conclusiones

Dos de los procesos de transformación mayormente económicos por unidad de energía obtenida son: 1) La combustión de los RSM con $\$8.33 \times 10^{-6}$ usd/KJ_e con una eficiencia del 12% al 24% y 2) La digestión con un costo de $\$5.5 \times 10^{-6}$ usd/KJ_e. Sin embargo, el costo de la digestión solo aplica si se lleva a cabo en reactores controlados, alimentado con lodos residuales y heces animales. El costo de la digestión podría elevarse hasta $\$5.0 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e, dependiendo de la capacidad del digestor, mientras mayor sea la capacidad del reactor, menor es el costo.

Otro factor que influye en el costo es el transporte de la biomasa, si la biomasa son desechos o aguas residuales el costo es de $\$1$ usd/GJ entregado y el costo puede subir hasta los $\$3$ usd/GJ. Por lo general, las distancias de transporte entran en un rango desde los 80 Km-100 Km para que sea redituable el tratamiento. Por otra parte si la digestión es llevada a cabo en relleno sanitario, el costo se sitúa en $\$8.3 \times 10^{-6}$ usd/KJ_e, costo que igualaría al costo que se presenta en el caso de la combustión de los residuos. Sin embargo la eficiencia que presenta la recolección del gas es relativamente baja, menor al 50%.

Las turbinas de gas que se utilizan en la generación de electricidad, varían desde los 250 KW_e a los 250 MW_e, existe un rango muy amplio en los costos de las turbinas, con costos que van desde los $\$800$ usd/KW para las turbinas de 250 KW_e, hasta los $\$200$ usd/KW para las turbinas de 250 MW_e.

El segundo proceso termoquímico más económico es la gasificación de los residuos sólidos y residuos agrícolas con un costo de $\$1.0 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e y con $\$1.1 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e, respectivamente. La eficiencia de producción de gas de los gasificadores oscila entre el 65 y 95%, si la gasificación se realiza con madera y desechos agrícolas. El proceso que se sitúa por arriba de todos los costos es la pirólisis de los desechos agrícolas con $\$6.02 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e. Sin embargo la diferencia de costos entre el proceso de pirólisis de los desechos sólidos y gasificación de los desechos sólidos, no es muy significativa.

Tanto la pirólisis como la gasificación elevan su costo debido a que los residuos deben someterse a un acondicionamiento previo. Por ejemplo, como es el seleccionado, secado, inclusive deben separarse los residuos metálicos, para el tratamiento de los residuos en la gasificación. El material debe medir aproximadamente 5 mm para alimentarlo al gasificador. En la pirólisis, la biomasa debe tener un 25% de humedad, para que se pueda producir el aceite pirolítico a condiciones óptimas del 60 al 75% de la materia prima seca puede ser convertida a combustible líquido. El costo de producción del aceite pirolítico es de 2 a 10 veces más costoso que el aceite hecho a base de combustibles fósiles.

Tabla 4.1 Resultados comparativos de las tecnologías en sus costos para generación eléctrica

Proceso de transformación	\$ usd/KJ _e	Referencia
Combustión		
Residuos sólidos municipales (R.S.M)	$5.5 \times 10^{-6} - 8.3 \times 10^{-6}$	(Sims, 2002)
Madera	1.58×10^{-5}	(Sims, 2002)
Gasificación		
Madera y residuos agrícolas	1.1×10^{-5}	(Sims, 2002)
Residuos sólidos municipales (R.S.M)	1.0×10^{-5}	(IEA, 2009a)
Pirólisis		
Pasturas, desechos agrícolas y producto de la silvicultura	$6.0 \times 10^{-5} - 5.5 \times 10^{-5}$	(Sims, 2002)
Residuos sólidos municipales (R.S.M)	1.1×10^{-5}	(IEA, 2009a)
Digestión		
Heces animales y aguas residuales	$5.5 \times 10^{-6} - 5.0 \times 10^{-5}$	(Sims, 2002)
Biogás de relleno sanitario	$8.3 \times 10^{-6} - 1.6 \times 10^{-5}$	(CRE, 2005)

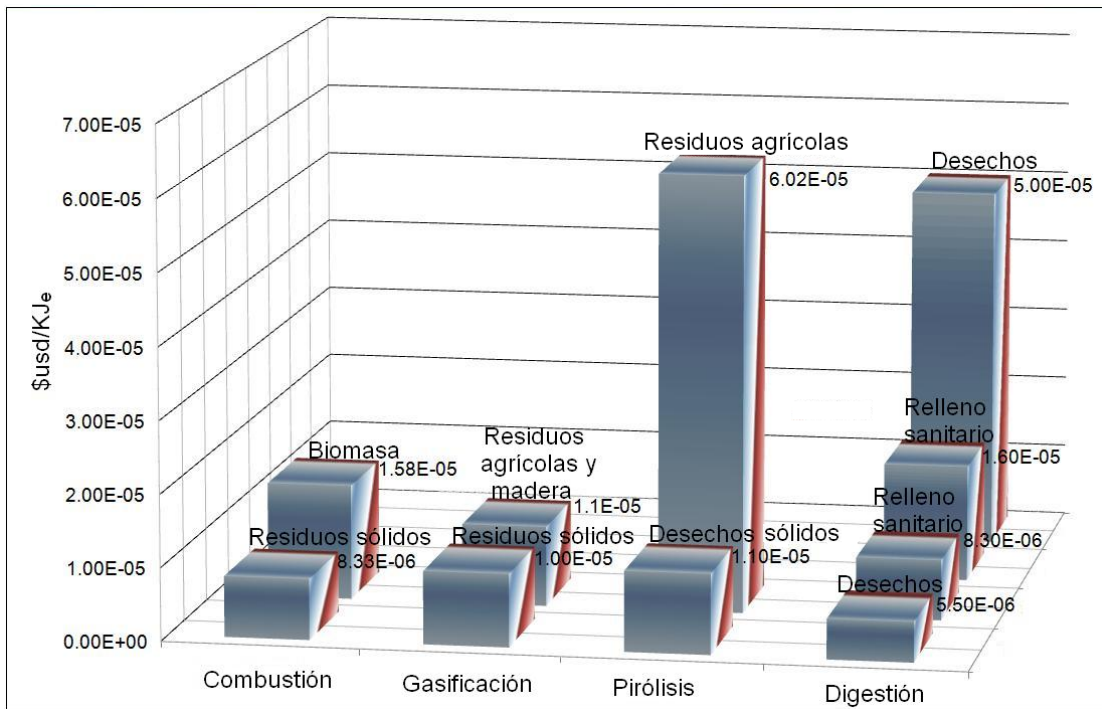


Figura 4.1 Diagrama de barras de los resultados comparativos de las tecnologías en sus costos para generación eléctrica

CAPÍTULO 5 PROYECCIONES

5.1 Perspectivas actuales nacionales

México cuenta con un potencial muy importante en cuestión de recursos energéticos renovables, cuyo desarrollo permitirá al país contar con una mayor diversificación de fuentes de energía, ampliar la base industrial en un área que puede tener valor estratégico en el futuro y atenuar los impactos ambientales ocasionados por la producción, distribución y uso final de las formas de energía convencionales. En este marco, el país posee vastos recursos naturales para la producción de bioenergéticos resultado de su gran diversidad agrícola y de sus condiciones climáticas y geográficas idóneas para este propósito. En 2007, la producción de energía primaria a partir de biomasa (incluye bagazo de caña y leña) en México, fue del 3.3% de acuerdo con el Sistema de Información Energética (SIE) de la Secretaría de Energía (SAGARPA, 2008). Si bien existen varios cultivos potenciales para la producción de bioenergéticos, los considerados elegibles por la SAGARPA, entre otros, son la caña de azúcar, sorgo dulce y remolacha para la producción de etanol y jarotropha, higuera y palma de aceite para la producción de biodiésel.

5.1.1 Potencial de bioenergía en México

El potencial de bioenergía en México se extiende de 2,635 a 3,771 PJ al año 3,035 a 4,550 PJ al año Ghilardi y col. (2005). Este potencial es equivalente al 27% y al 47 % de la energía primaria suministrada en México en el año 2008 (9,690 PJ), respectivamente (IEA, 2009b). La Tabla 5.1 muestra este potencial clasificado por el tipo de fuentes de bioenergía. La leña contribuye con el 67 % de este potencial de bioenergía, combustibles derivados de los desechos agrícolas con el 32% y desechos sólidos municipales con el 1%. Desde el año 2005, el empleo de bioenergía en México ascendió a 350 PJ y contribuyó con el 12% y el 8% del potencial estimado, respectivamente.

Figura 5.1 Potencial de los recursos usados para la bioenergía en México (Ghilardi y col., 2005)

Fuentes de bioenergía	Potencial energético (PJ/año)
Leña de bosques naturales	997 -1716
Leña de plantaciones forestales	450 -1246
Leña de residuos de aserraderos	71
Combustibles de granjas	-
Residuos de cosechas	863
Residuos agroindustriales	202
Residuos de ganado	148
Cultivos energéticos	269
Aguas residuales municipales	35
Total	3035 - 4550

5.1.2 Digestores en México y el metano

México tiene una industria de cerdo bien desarrollada con cinco millones de granjas y más de 18 millones de cerdos y 500 mataderos con una producción de 850,000 toneladas de desechos por año que han sido capaces de capitalizarse en los ingresos del Mecanismo de Desarrollo Limpio del Protocolo Kyoto (MDL) (Ecosecurities, 2006). Este mecanismo, que es supervisado por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), que permite el desarrollo de países del anexo I que han ratificado el protocolo para reducir sus emisiones teniendo equidad en la reducción de emisiones adquisitivas de proyectos en países en vía de desarrollo. Las reducciones de emisión derivadas de estos proyectos son consideradas excedentes, lo que ocurre en una situación de negocios

habitual. Este estudio analiza la capacidad de estas granjas de cerdo para ganar satisfactoriamente reducciones de emisión y evitar barreras comunes para implementación del proyecto.

Las granjas de cerdo en México no tenían éxito ya que no presentaban desarrollo porque ninguna tenía los medios para tratar del excremento de cerdo. Algunas granjas simplemente dejaban los desechos flotando directamente en canales. Otras granjas descargan sus desechos en lagunas donde el metano generado del excremento se colecta y se evita al medio ambiente antes de ser descargado a los canales, o deshidratado, o esparcido en cultivos. Estas lagunas eran un modo rudimentario de prevenir la contaminación de agua. Sólo las granjas porcinas con las lagunas que produjeron el metano fueron seleccionados para CER's ya que previenen la liberación de metano presentándose una oportunidad para desarrollar proyectos MDL. Las granjas que no tenían estas lagunas y simplemente liberaban el excremento en el drenaje local no eran elegibles para desarrollar estos proyectos ya que no existe recolección de metano y el excremento es arrojado directamente al drenaje y esto produce que el excremento sea oxigenado (Gavaldon, 2007).

Estos proyectos no sólo son considerados deseables para una perspectiva financiera, sino que también proveen a los agricultores locales una solución contra el olor y problemas de contaminación del agua que habían comenzado a crear relaciones tensas con sus vecinos. Aquellos agricultores que no cuentan con biodigestores tienen que pagar multas por descargar el agua contaminada proveniente de sus digestores, la cual debe ser 90 % libre de materia sólida orgánica (Gavaldon, 2007).

De todos los proyectos MDL en México, el 56 % implica la captura de metano de granjas de cerdo y estos proyectos constituyen el 49 % de las reducciones de emisiones del país que serán generadas hacia el 2012. Estas reducciones de emisiones, conocidas como Reducciones de Emisión Certificadas (CER's), pueden ser usadas para cumplir los objetivos de reducción del Protocolo Kyoto. México ha sido el más beneficiado con proyectos de captura de biogás que cualquier otro país en la región, con más de 11,000 CER's que su competidor más cercano, Brasil, hacia el 2012 (Fenhann, 2007).

México ha disfrutado de tal éxito por varios motivos. México, a diferencia de sus vecinos del sur, tiene granjas de cerdo con una masa crítica de animales que es suficiente para hacer viable un digestor. También, la mayor parte de granjas de cerdo pertenecen a un grupo de granjas que pertenecen al mismo dueño como Granjas Carroll México (GCM) y Socorro Romero Sánchez. Muchas granjas que pertenecen al mismo propietario son más fáciles de manejar para aprovechar la metodología en pequeña escala. Es menos riesgoso manejar varios biodigestores de un mismo dueño porque se simplifica la comunicación con los operadores de la granja. Los proyectos que emiten menos de 60,000 toneladas de dióxido de carbono destruido cada año se combinan para reducir gastos creando sólo un documento de diseño de proyecto (PDD) y ser evaluados por solo un auditor y un verificador (UNDP, 2006).

Otras granjas también han disfrutado del éxito en México porque Ag Cert, el autoproclamado "líder mundial en reducciones de emisión obtenidas de actividades agrícolas", ha instalado varios proyectos en el país y han perseguido agresivamente proyectos logrando consolidar 120 que son útiles al país. Como algunos agricultores comenzaron a aprovechar la oportunidad de ganar el dinero de su desechos de cerdo, se ha extendido la práctica, y más agricultores de cerdo se han interesado. Despreciar la importancia del papel de México en el mercado y tener problemas técnicos con la operación de estas granjas pueden poner su futuro en peligro. Futuras oportunidades de captura de metano en el país podrían ser enfocadas a otros tipos de agroindustrias o rellenos sanitarios.

Las granjas de GCM esperan generar electricidad a partir del metano y diseñar proyectos que generan bonos de carbono para disminuir el empleo intensivo de combustibles fósiles usados por la red eléctrica mexicana. Mientras que emplear metano para producir electricidad es una tecnología probada, varias

preocupaciones sobre la operación de estos proyectos sugieren que los primeros años de generación eléctrica pudieran ser un período de prueba y error. Demasiado sulfuro de hidrógeno no sólo daña los quemadores, sino también puede causar un mal funcionamiento de un generador o la microturbina. Dudas sobre la cantidad de gas que será producido y la selección adecuada de equipo hace difícil precisar el tamaño del sistema a usar (Landa, 2007).

Ag Cert ha decidido no incorporar la generación de electricidad a sus proyectos debido a los altos costos de inversión del generador y la incertidumbre sobre cómo usar algún gas en el generador y luego mandarlo al quemador. Los generadores que usarán las granjas no son lo bastante grandes para utilizar todo el biogás producido en la mayor parte de los digestores de Ag Cert. A pesar de estas dudas sobre la generación de electricidad, los agricultores en muchas de las granjas de Ag Cert piensan comprar generadores ellos mismos para aprovechar el metano y eliminar de sus cuentas el pago de electricidad (Pérez, 2007).

El excedente de electricidad que no se usa por la granja, teóricamente se puede vender a la red eléctrica nacional como lo proponen las granjas de cerdo de Empacador Toledo en Guatemala asesoradas por Ecoinvest. Sin embargo, la estructura del mercado mexicano complica la venta del exceso de electricidad. Los generadores pueden vender directamente a Comisión Federal de Electricidad (CFE), y llegar a ganar el 85 % de su costo. También, los generadores pueden usarse para ser "un autoproveedor", estructurar un acuerdo de compra con un cliente que es accionista del generador, y venderle la electricidad. Conforme a ambos esquemas, el generador debe pagar altas tarifas de transmisión.

También, el propietario del proyecto es responsable de establecer líneas de electricidad del punto de generación a la carga (SENER, 1992). Hasta ahora, ninguna de las granjas de cerdo ha decidido invertir dinero en un generador que produzca más electricidad y alimentarla a la red con la esperanza de ganar dinero con el excedente de generación. Por lo tanto, la generación de electricidad sólo sirve para las necesidades del agricultor y ganar bonos de carbono iguales a las emisiones que habrían sido quemadas si la granja fuera servida por la red de energía nacional

5.1.3 Capacidad eléctrica a partir de la biomasa

Por otra parte, las actuales leyes en México permiten la generación de electricidad para su autoconsumo y necesidades de cogeneración, en particular en las actividades industriales. Sin embargo, el bagazo de caña de azúcar ha sido la única fuente de biomasa oficialmente usada para la cogeneración de electricidad y calefacción en el sector de energía mexicano. Desde el año 2003, la capacidad instalada del sector energético para autoconsumo ascendió a 2,224 MW y generó 55 millones de GJ, que eran equivalentes al 49% y al 43% de la capacidad instalada de autoconsumo a nivel nacional y la electricidad generada en aquel año, respectivamente.

Vale la pena mencionar que el 19% (428 MW) de esta capacidad instalada fue generada por turbinas de vapor alimentadas por bagazo, que generaron el 10% de la electricidad suministrada para el autoconsumo en la rama industrial en el mismo año. Para el año 2008 se tenían instalados 496 MW a partir de biomasa y desechos sólidos municipales (Tabla 5.2), finalmente en el año 2009 se generaron un total de 0.823 billones de KWh de electricidad a partir de biomasa y desechos, de un total de 33.881 billones de KWh generados a partir de todas las fuentes renovables.

Se asume que es técnica y económicamente factible para el sector energético generar electricidad de plantaciones de combustible a través del uso de GIBCC hacia el 2015. Estas plantas tienen una capacidad de hasta 250 MW (Bain y Craig, 1997). En el caso del bagazo de caña de azúcar, estos proyectos funcionan con una eficiencia promedio del 40% y un factor de carga del 60%. El problema de

que el bagazo no está disponible todo el año puede ser solucionado con una combinación de bagazo y plantaciones forestales (Van der Brock, 1998).

Tabla 5.2 Capacidad instalada en los países de la OECD a partir de biomasa y desechos (IEA, 2009c)

Países OECD	Capacidad instalada de electricidad por biomasa y desechos municipales (Millones de KW)			
	2005	2006	2007	2008
Irlanda	0.136	0.025	0.227	0.229
Italia	2.223	3.616	3.697	4.048
Japón	1.501	1.501	1.501	1.501
Corea del sur	0.087	0.14	0.137	0.139
Luxemburgo	0.014	0.015	0.015	0.017
México	0.490	0.490	0.490	0.496
Netherlands	1.410	1.382	1.058	1.273
Nueva Zelanda	0.129	0.13	0.127	0.127
Noruega	0.168	0.162	0.162	0.162
Polonia	0.058	0.06	0.076	0.095
Portugal	0.362	0.367	0.383	0.386
Puerto Rico	0	0	0	0
Eslovaquia	0.062	0.126	0.164	0.178
España	0.695	0.737	0.750	0.712
Suecia	2.979	3.976	3.208	3.297
Suiza	0.336	0.367	0.368	0.364
Turquía	0.108	0.113	0.115	0.129
Reino Unido	1.604	1.691	1.756	1.782
Estados Unidos	10.689	10.982	11.627	11.992
Islas Virginias E.U	0	0	0	0

Finalmente, se asume que no sólo los rellenos sanitarios y proyectos de biogás a partir de los desechos de animales se pueden usar para la generación de energía sino que también el uso de celulosa y otros residuos sólidos de biomasa son económicamente factibles de usarse. El biogás es usado en turbinas de ciclo combinado de gas o de vapor con una eficiencia del 32 % y un factor de carga del 60 % (Shin y Park, 2005). La celulosa y otros residuos sólidos de biomasa (Murphy, 2006) son incinerados directamente en una caldera, usando el vapor sobrecalentado en una turbina convencional de vapor y acoplados a un generador eléctrico. Estas plantas funcionan con una eficiencia del 36 % y un factor de carga del 60 %

5.1.4 Biogás de rellenos sanitarios

Para 2008 se estimó que el 67% de los RSU generados en el país se dispuso en rellenos sanitarios y sitios controlados y el 33% restante en sitios no controlados (Figura 5.1). Ésto representa un incremento importante con respecto a las cifras de finales de los años noventa, según las cuales la disposición en sitios no controlados era cercana al 50%. Ese mismo año, Baja California (96%), Nuevo León (98%), Aguascalientes y Distrito Federal, dispusieron de casi la totalidad de sus RSU en rellenos sanitarios y sitios controlados, mientras que las entidades que los dispusieron en menor porcentaje fueron Hidalgo y Chiapas, ambos con cerca de 30% y Oaxaca con 1.5%. Considerando el tipo de localidad, en las zonas metropolitanas más del 80% de los RSU se dispuso en rellenos sanitarios o sitios controlados, mientras que en las localidades rurales y semiurbanas este porcentaje apenas alcanzó el 3.2%.

En cuanto al número de rellenos sanitarios en México, se ha logrado un avance significativo en el establecimiento de este tipo de infraestructura en los últimos años. Entre 1995 y 2007 la cifra creció de

30 a 114 sitios, contándose además, para este último año, con 24 sitios controlados (SEMARNAT, 2008a)

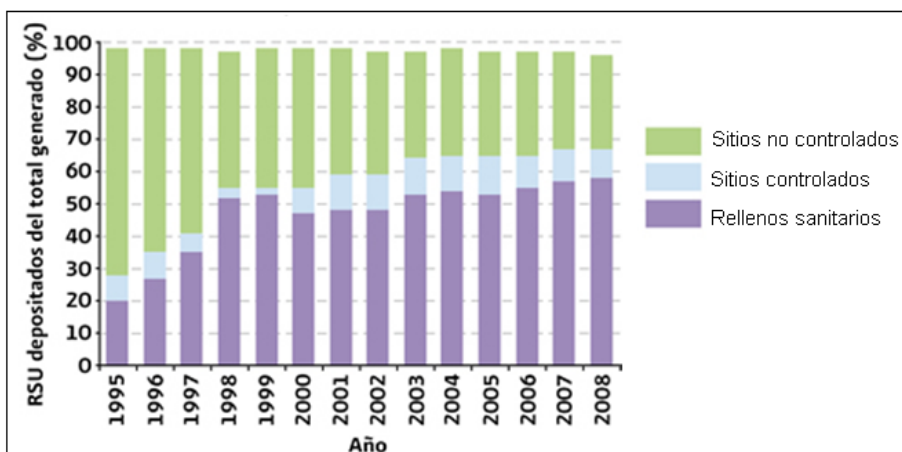


Figura 5.1 Disposición final del los residuos sólidos urbanos 1997-2008 (SEMARNAT, 2009b)

Sólo Oaxaca y Zacatecas no tenían rellenos sanitarios hasta esa fecha, pero contaban, respectivamente, con uno y tres sitios controlados. Monterrey, fue el primer estado en el país que aprovecha el biogás liberado por un relleno sanitario para generar energía eléctrica, con una capacidad de 7 MW, actualmente tiene una capacidad de 16.96 MW. El proyecto se desarrolló con un apoyo parcial del GEF, a través del Banco Mundial. Los cambios regulatorios y legales en los que está trabajando México permitirán replicar este proyecto en otros rellenos sanitarios del país. Actualmente México cuenta con 18.560 MW generados por residuos municipales en Monterrey, la capacidad total de biogás es de 32.7 MW (Figura 5.2), actualmente se están desarrollando 7.4 MW adicionales (Tabla 5.3).

Tabla 5.3 Capacidad eléctrica autorizada para cogeneración y autoabastecimiento en 2010 (CRE, 2011)

Proyecto	No. de permisos	En operación (MW)	En desarrollo (MW)	Inactivo (MW)	Total (MW)
Biomasa	55	473.5	108.4	0	581.9
Biogás	8	32.7	7.4	0	40.2

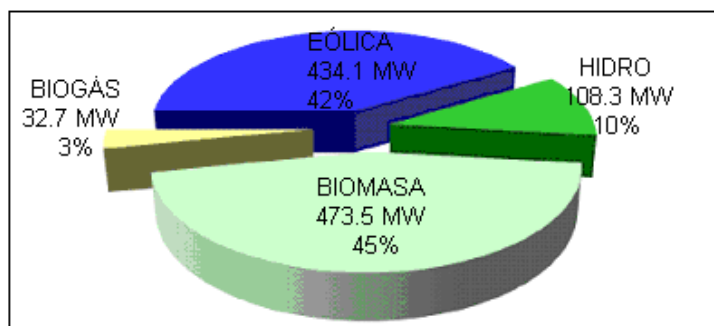


Figura 5.2 Capacidad autorizada para cogeneración y autoabastecimiento de energía renovable al 2010 (CRE, 2011)

Uno de los proyectos que está en etapa de autorización se va a ubicar en Quintana Roo, del relleno sanitario norte con 15.4 hectáreas y la celda emergente del municipio de Isla Mujeres con 3.5 hectáreas.

La primera etapa ya concluyó, dado que consistió en la clausura de la celda emergente sufre y calla, de acuerdo al Plan de Clausura y la fase de exploración para determinar la cantidad de biogás, la cual duró 3 meses. La segunda etapa consiste en la instalación del sistema de aprovechamiento del biogás y la clausura y saneamiento del relleno sanitario norte.

El aprovechamiento del biogás se llevará a cabo con la tecnología desarrollada en Canadá por Smartsoil a través de pozos horizontales, hace que se eleve hasta en un 250% la captación de metano, permitiendo utilizar este recurso de una forma más eficiente en la producción de energía eléctrica. La última etapa, es la generación de electricidad a través de 3 generadores los cuales tendrán como combustible el metano que se extraiga del relleno sanitario norte. Se calcula que se dejará de emitir alrededor de 5,200,000 m³ de metano a la atmósfera, disminuyendo la emisión de gases GEI con la utilización del metano como combustible para la generación de la energía se producirán 30,000 MWh/año aproximadamente, con una capacidad instalada de 4.8 MW.

5.2 Perspectivas a futuro nacionales

Hacia los últimos años del horizonte de planeación 2010-2025, se considera la incorporación de proyectos denominados como de Nueva Generación Limpia, los cuales, contribuirán a diversificar la canasta de generación del SEN. Asimismo, en el actual programa de centrales generadoras se ha incluido el concepto de Nuevas Tecnologías de Generación donde se consideran proyectos de ciclo combinado con eficiencias mejoradas y nuevas tecnologías para la generación distribuida.

Durante el periodo 2010-2025, el programa de expansión del servicio público requerirá adiciones de capacidad bruta por 37,655 MW (Figura 5.3), de los cuales 5,218 MW son de capacidad terminada en 2010, en construcción o licitación, 32,041 MW de capacidad adicional en proyectos que aún no se han licitado y 396 MW en proyectos de rehabilitación y modernización.

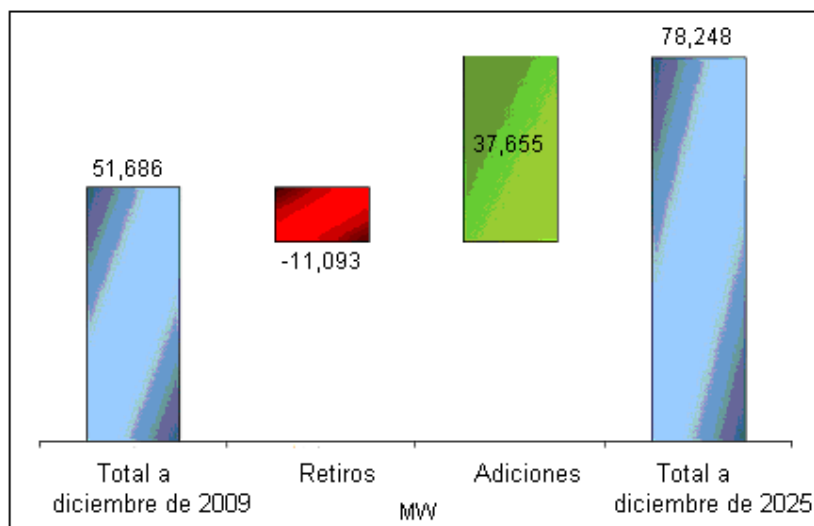


Figura 5.3 Adiciones de capacidad bruta al año 2025 (SENER, 2010)

Por otra parte, se estima una capacidad adicional neta de autoabastecimiento remoto y cogeneración de 4,968 MW, considerando los proyectos del sector privado al igual que el proyecto de cogeneración en Nuevo Pemex con 260 MW de capacidad para porteo, así como proyectos eólicos del Istmo de Tehuantepec y un paquete de 3,000 MW de capacidad programada para el aprovechamiento de energías renovables a partir de 2015. El programa de autoabastecimiento a 2014 considera aquellos proyectos para autoabastecimiento y/o cogeneración, con alta probabilidad de realización. Posterior a

ese año se consideran bloques de autoabastecimiento a base de fuentes renovables, de los cuales aun no se cuenta con ubicación precisa en el territorio nacional, pero que podrían desarrollarse por particulares con base en el marco legal aplicable para el aprovechamiento de las energías renovables. La capacidad estimada que se podría instalar asciende en total a 3,000 MW durante el periodo 2015-2025. La capacidad de autoabastecimiento remoto, incluye los bloques de capacidad para fuentes renovables a partir de 2015, la biomasa participa con 300 MW del total del programa de autoabastecimiento al año 2025. Hacia 2025 se prevé realizar retiros de capacidad obsoleta e ineficiente del servicio público de energía eléctrica por 11,093 MW.

En lo que se refiere a las tecnologías consideradas en los requerimientos de capacidad adicional, los ciclos combinados representan 63.2% (incluye nuevas tecnologías de generación, como ciclos combinados con eficiencia mejorada y nuevas tecnologías para generación distribuida) del total a instalarse durante 2012-2025, con 20,243 MW, la capacidad que se identifica como nueva generación limpia 21.5% con 6,899 MW (algunas opciones posibles son: ciclo combinado y carboeléctricas con captura y secuestro de CO₂, nucleoelectrica, eoloelectrica, solar o importación de capacidad), hidroeléctrica 8.2% con 2,641 MW, eoloelectrica 4.7% con 1,516 MW, geotermoeléctrica 0.9% con 304 MW, mientras que el restante 1.5 %, se asignará a diversos proyectos turbogás, combustión interna y un proyecto solar de 5 MW en escala piloto.

Para el programa de expansión 2010-2025 se tiene una prospectiva de 6,899 MW. En este bloque se agrupan diversas opciones tecnológicas para la expansión del sistema de generación, con la importante característica de tratarse de una canasta tecnológica que produciría niveles de emisiones de CO₂ prácticamente nulos. En consecuencia, la demanda de combustibles asociada a la generación de electricidad de dicho bloque se ha simulado para cada proyecto en específico y para uno o más posibles combustibles, quedando de la siguiente manera: Capacidad de 1,041 MW utilizando gas natural, con eficiencia bruta de conversión a energía eléctrica de 52%, correspondiente a la tecnología de los nuevos ciclos combinados, 258 MW utilizando combustóleo y 5,600 MW utilizando carbón.

Los resultados de las simulaciones de generación de electricidad y consumo de combustibles para los proyectos programados como NGL se presentan en la Tabla 5.4. Las tecnologías posibles que aparecen en la tabla son: A: Gasificación, B: Ciclo combinado, C: Importación, D: Carboeléctrica, E: Nucleoelectrica, F: Combustión interna.

Tabla 5.4 Generación, consumo de combustibles y opciones tecnológicas para los proyectos de centrales clasificadas como nueva generación limpia, 2021-2025 (SENER, 2010)

Tecnologías posibles		Capacidad (MW)	Tipo de Combustible	Generación (GWh)				
Proyecto	Ubicación			2021	2022	2023	2024	2025
Noreste V ^{A/B/C/D}	Coahuila	700	Carbón, gas	2,674	4,807	4,807	4,821	4,807
Baja California Sur VIII ^{A/C/F}	Los Cabos	86	Combustóleo	511	623	619	616	619
Noreste V ^{A/B/C/D}	Coahuila	700	Carbón, gas	-	1,379	4,807	4,821	4,807
Oriental I y II ^{A/B/D/E}	Veracruz	1,400	Carbón, uranio, gas	-	-	5,347	9,642	9,614
Baja California Sur IX ^{A/C/F}	Los Cabos	86	Combustóleo	-	-	507	616	619
Pacífico II y III ^{A/B/D}	Michoacán	1,400	Carbón y gas	-	-	6,003	10,824	10,793
Noroeste II y III ^{A/B/C/D/E}	Sonora	1,400	Carbón, uranio, gas	-	-	-	6,556	9,609
Noroeste VI ^{A/B/C}	Tamaulipas	1,041	Gas	-	-	-	-	4,427
Baja California Sur X ^{A/C/F}	Los cabos	86	Combustóleo	-	-	-	-	488
Total		6,899		3,185	6,808	22,090	37,896	45,781

5.3 Perspectivas actuales internacionales

5.3.1 Demanda del uso de residuos

La demanda anual de biomasa ha ido aumentando constantemente en los años recientes, particularmente en los países miembros de la OECD. El uso total de la biomasa es incierto, pero actualmente, tiene una participación mayor al 10% del consumo de la energía primaria global. (45±10 EJ; 1,070±Mtoe/año). Aproximadamente 2/3 de dicha biomasa es consumida en los países en vías de desarrollo como biomasa tradicional o biomasa no comercial (combustible, madra, residuos de cosechas, etc) para cocina doméstica y calor.

La demanda actual de biomasa para producir electricidad y calor para construcciones y la industria es de alrededor de 8 EJ/año (190 Mtoe/año) y cerca de 1.7 EJ/año (40 Mtoe/año) para combustibles líquidos para transporte (IEA, 2008). En la Tabla 5.5 se muestra que la energía mundial total generada en 2008 por diversas fuentes de biomasa fue de 235,595 GWh.

A gran escala, la biomasa es consumida para proporcionar calor en las construcciones, y la industria, la información es incierta, pero excluyendo los usos tradicionales, en 2005 la biomasa y los desechos posiblemente contribuyeron 1.4% (4.5 EJ; 105 Mtoe) de calor directo en la industria global y sectores residenciales (IEA, 2007a) con el calor de las plantas de ciclo combinado, las plantas posiblemente proveen un extra de 2 EJ a 3EJ (47 Mtoe a 70 Mtoe). La biomasa también abasteció cerca del 1% (0.8 EJ; 19 Mtoe) de los combustibles para transporte y poco mas del 1% (0.8 EJ; 230 TWh) de generación eléctrica.

Tabla 5.5 Energía mundial total generada en 2008 por algunas fuentes de biomasa (IEA, 2009d)

	Desechos municipales	Desecho industrial	Biomasa sólida	Biocombustibles
Unidad	GWh	GWh	GWh	GWh
Generación neta	58,120	11,207	162,825	3,443
Unidad	TJ	TJ	TJ	TJ
Producción calorífica neta	188,363	90,565	323,896	13,361
Unidad	TJ	TJ	TJ	Miles de toneladas
Producción	1,107,716	431,690	46,870,063	70,631
Transformación	978,273	211,444	5,405,351	1,896
Plantas de generación eléctrica	582,848	30,011	1,118,018	1300
Plantas de ciclo combinado	323,904	125,374	675,116	518
Plantas con producción calorífica	71,521	56,059	187,387	78
Otras transformaciones	0	0	3,424,830	0

5.3.2 Tecnologías de conversión termoquímicas

Cerca de 400 GW de equipamiento moderno para producción de calor a partir de la biomasa, un consumo de 300 Mt/año de biomasa. Actualmente produce cerca de 4.5 EJ/año (105 Mtoe/año) de calor directo (asumiendo un factor de conversión del 75%). Para el año 2025, se tendrán instalados más de 40 GW de capacidad en plantas de generación al rededor del mundo, generando 230 TWh/año de electricidad (IEA, 2007a).

Asumiendo un factor de capacidad promedio del 60% y un factor de eficiencia de conversión del 25%, esto consumiría aproximadamente 240 Mt/año de biomasa. Para combustibles líquidos, cerca de 120 Mega toneladas de recursos de biomasa fueron consumidas en 2005 para producir cerca de 19 Mtoe de biocombustibles, con un factor de eficiencia promedio del 50%.

5.3.2.1 Combustión

Un análisis de 6 plantas en Europa muestran una relación cercana entre la capacidad de la planta y los costos de inversión, los costos por unidad instalada de generación eléctrica cae rápidamente dependiendo del aumento de la capacidad instalada a partir de los 20 MW (Figura 5.4).

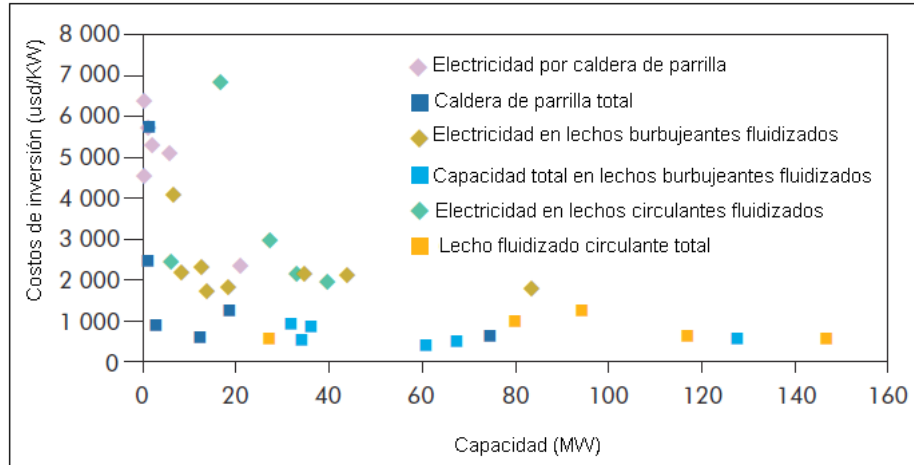


Figura 5.4 Relación entre costos de inversión y la capacidad de salida total de capacidad de calor y electricidad en las calderas de parrillas y lechos fluidizados (VTT, 2007)

La elección entre las calderas y los lechos fluidizados depende del tipo de combustible, el contenido de ceniza, la calidad y la cantidad de impurezas físicas en el combustible. Los combustibles con punto de fusión bajo de cenizas, no puede ser quemado en un lecho fluidizado. Las impurezas físicas pesadas, tales como partículas metálicas en desechos sólidos municipales no pueden entrar a los lechos fluidizados, debido a que se hunden en la placa de distribución de aire, y provocan disturbio en la fluidización y son difíciles de remover de los hornos. Sin embargo, para mantener en operación los lechos se han desarrollado e implementado soluciones para alimentarlos con desechos sólidos municipales.

Los costos varían con el tamaño y el diseño para ambos sistemas de lechos tanto el burbujeante como el circulante. Un análisis de 8 plantas de lechos burbujeantes existentes, para generación de electricidad desde los 8 MW hasta 87 MW, construidos o reconstruidos entre 1993 y 2002 en Finlandia y Suecia, sugiere que no hay una reducción significativa de costos por unidad instalada de capacidad para dicho rango. La eficiencia total de estas plantas entra en el rango de 85% a 90%.

El rango de costo de las inversiones por unidad de capacidad de plantas de lechos circulantes es de alrededor de \$400 $\text{USD}/\text{KW}_{\text{e+termico}}$ a \$750 $\text{USD}/\text{KW}_{\text{e+termico}}$, basado en las 5 plantas existentes entre 1990 y 2002, las cuales son similares a los lechos burbujeantes fluidizados, también tienen eficiencias similares, aunque las plantas circulantes estudiadas entraron dentro de un rango ligeramente más pequeño (desde 7 MW hasta 42 MW) que las plantas de lecho burbujeante.

5.3.2.2 Tratamiento de basura en hornos de incineración

La incineración es un proceso que en presencia de aire en exceso, transforma la basura a cenizas y gases de combustión a temperaturas del orden de los 800 a los 1,000°C. La basura puede producir entre 250 y 750 $\text{KWh}_{\text{e}}/\text{ton}$, dependiendo del poder calorífico de la misma y del pretratamiento a que sea sometida. La generación del límite inferior corresponde cuando la basura es incinerada sin tratamiento previo y en plantas de las denominadas como “Quema en masa”, en tanto que el rendimiento superior

puede obtenerse si la basura es secada y clasificada, e incluso peletizada e incinerada en sistemas de "lecho fluidizado". Existen en el mundo alrededor de 760 plantas de incineración de basura en operación. La incineración de la basura se ha visto frenada en Estados Unidos por restricciones ambientales en los últimos años, donde existe una capacidad de incineración de 29 millones de toneladas anuales. Por lo que desde 1995 hasta el año 2003 no se habían construido plantas nuevas. En Estados Unidos de los 369 millones anuales de toneladas de basura que generan, 8 % es incinerada, 7% convertida a composta, 20% es reciclada y 65% es depositada en rellenos sanitarios.

En Europa en el año 2002 existían 340 plantas con una capacidad de incineración de basura de 50 millones de toneladas anuales (Themelis, 2003), de las cuales 28 plantas fueron comisionadas con una capacidad total de 4.1 millones de toneladas anuales en 1999. Los países que se destacan por incinerar su basura son: Dinamarca (55%), Suecia (55%), Suiza (45%), Holanda (48%), Francia (35%) y Alemania (42%). En China se generan diariamente 410 mil toneladas de basura, de las cuales el 2% (10,000 ton/día) son incineradas, el 70% es enviada a rellenos sanitarios, 20% son convertidas a composta y el 10% restante tiene otros tratamientos no definidos. En China se considera a los tratamientos térmicos como la tecnología del futuro para procesar su basura, dado que es una fuente de energía importante (Kefa, 2003).

En los últimos años se han destinado en Estados Unidos mil millones de dólares para mejorar los procesos de incineración y reducir al máximo las emisiones de contaminantes de las plantas de incineración, a tal grado que se ha demostrado que los nuevos desarrollos emiten menos contaminantes que una planta convencional de energía. El proceso de combustión con recuperación de energía conocido como Basura a Energía ó Waste to Energy (WTE) por sus siglas en inglés, es una de las alternativas existentes para el manejo de la basura, ya que reduce la cantidad de materiales enviados a los rellenos sanitarios, prevén la contaminación de agua y aire, permiten mejorar los programas de reciclamiento, requieren menos espacio y disminuyen la dependencia de los combustibles fósiles para la generación de energía.

Las plantas de "Quema en masa" son las plantas tradicionales donde el control de las emisiones son rudimentarias o no existen. De 1910 a 1968 existieron aproximadamente 17,000 incineradores de basura doméstica operando en Nueva York, en el mismo período se construyeron 32 incineradores municipales que quemaron en ese lapso un total aproximado de 73 millones de toneladas de basura municipal en esa ciudad (Sipilä, 2002). Estas plantas no requieren pre-procesamiento de la basura, lo que da como resultado que los procesos de transferencia de masa y velocidades de reacción sean relativamente lentos. Por lo que se requieren cámaras de combustión muy grandes y la intensidad de la combustión es lenta. Las temperaturas existentes en la cámara de combustión son del orden de los 900°C y las cenizas no alcanzan el punto de fusión o semifusión. Esta tecnología ha sido mejorada en los últimos años pero ha sido sustituida por los nuevos desarrollos en la materia que incluyen sistemas de lecho fluidizado (Klein, 2002).

Los incineradores de lecho fluidizado son usados ampliamente en Japón, estos sistemas requieren reducciones de la basura a tamaños menores a 5 cm, así como la separación de materiales inertes como vidrios y metales, antes de ser incinerada en estos sistemas. Son alimentados por la parte superior de los lechos fluidizados formados por arena. Bajo estas condiciones la combustión es más eficiente, y las temperaturas son más altas permitiendo una mayor recuperación de energía, menores cantidades de materiales no oxidados y menos exceso de aire que las plantas tradicionales.

Los combustores de lecho fluidizado operan a temperaturas en el rango de 830-910°C y pueden requerir combustible adicional y quemar materiales con contenido de humedad muy altos. Debido a la homogeneidad de las temperaturas existentes en el sistema, la inscrustración y los problemas de corrosión son sensiblemente menores. Por otro lado, la operación a temperaturas bajas en estos

incineradores da lugar a la intensa formación de óxidos de nitrógeno (NOx) no deseables, por lo que se requiere la adición con la alimentación de cal para el control de los SOx. Estos sistemas tienen la desventaja de dar lugar a la aglomeración del lecho, si existen sales presentes en la alimentación y pueden proveer de insuficiente tiempo de residencia para las partículas finas. La desventaja del poder calorífico fluctuante de la basura alimentada se compensa por la mayor cantidad de calor inercial existente en el lecho fluidizado.

El término de “Combustible Derivado de la Basura (CDB)” abreviado RDF por sus siglas en inglés, se refiere a la basura que es procesada para incrementar su poder calorífico y quemarse tanto en plantas de basura a energía como en plantas termoeléctricas convencionales. El procesamiento consiste en la separación de los materiales inertes, reducción de tamaño, y densificación (peletización). Esto permite la separación de materiales reciclables y peligrosos. El material con mayor densidad es más fácilmente transportado, almacenado, y quemado. El CDB puede ser producido a pequeña escala y transportado y usado en grandes plantas basura a energía, donde las eficiencias de escala permiten un mejor y efectivo control de emisiones. Los mayores problemas enfrentados por esta tecnología son sus mayores costos de inversión y operación.

Un ejemplo de esta tecnología es la planta SEMASS construida en dos etapas, la primera en 1989 y la segunda en 1994, en Rochester Massachusetts. Las tres unidades de que consta procesan 910,000 toneladas anuales de basura y producen arriba de 720 KWh de electricidad por tonelada de basura, de la cual 100 KWh/ton se usa para operar la planta y el resto es vendida. Esta planta convierte el 76.7% de la basura a energía, 4.5% la recupera en forma de metales ferrosos y no ferrosos, y dispone el 7.7% como cenizas volátiles en un relleno sanitario cercano. La ceniza del fondo representa el 10% una vez que se recuperan los metales. Esta planta cumple con las normas ambientales en cuanto a la emisión de partículas, dióxidos de azufre, nitrógeno, ácido clorhídrico, monóxido de carbono, cadmio, plomo, mercurio, dioxinas y furanos

5.3.2.3 Combustión dual

Cuando entran en combustión los residuos de biomasa con carbón en una caldera tradicional de combustible fósil, para producir electricidad, puede hacer reducciones significativas en las emisiones de CO₂. La combustión dual de combustible ha sido demostrada exitosamente para la mayoría de las combinaciones de combustibles, y tipos de calderas en más de 200 instalaciones alrededor del mundo. Más de 100 plantas de este tipo se encuentran instaladas en Europa, principalmente en los Países Escandinavos, Holanda y Alemania, alrededor de 70 en los Estados Unidos y algunas en Australia. Una gama de combustibles, incluyendo residuos de cultivos, cultivos energéticos, cultivos herbáceos y biomasa de la madera, han sido puestos a prueba en la combustión dual.

La proporción de la biomasa en la mezcla ha estado entre el 0.5% y 10% en términos de energía, con 5% como un valor típico (IEA, 2008). Los costos capitales adicionales para la conversión de la planta y el manejo de los combustibles comúnmente entran en el rango de los \$100 usd/KW a los \$300 usd/KW. Para regiones que han tenido acceso a la tecnología de combustión de carbón y recursos adecuados de biomasa, esta es una opción altamente efectiva en cuestión de costos para el uso de la biomasa.

5.3.2.4 Gasificación

En Europa se encuentran operando 10 plantas alimentadas por biomasa (Tabla 5.6), de las cuales; 5 producen electricidad y 5 producen combustible gaseoso, 10 plantas alimentadas por gas produciendo químicos; 5 plantas alimentadas por carbón; 4 produciendo electricidad y 1 produciendo químicos. En Asia/Australia existen 68 plantas alimentadas por carbón, de las cuales, 60 producen químicos; 5 producen electricidad; 2 combustible y 1 combustible gaseoso, 3 plantas alimentadas por gas; 2

produciendo químicos y 1 combustible, también se cuenta con 29 plantas alimentadas con petróleo, de las cuales 26 producen químicos, 2 producen electricidad y 1 combustible gaseoso. En África se encuentran 5 plantas, de las cuales 3 se alimentan de carbón y producen combustibles y 2 alimentadas por gas, una produce químicos y la otra produce combustibles. En América Latina únicamente se cuenta con dos plantas gasificadoras una alimentada por petróleo y la otra con residuos de asfalto, produciendo combustible gaseoso y amoniaco, respectivamente.

Tabla 5.6 Plantas de gasificación alimentadas por carbón y biomasa con electricidad como producto obtenido principal (GTC, 2010)

Tipo de combustible	Producto principal obtenido			
	Gas de síntesis	Químicos/combustibles	Capacidad	Gasificadores
EUROPA	MW _t	MW _{th}	MW	
Carbón (mt/día)				
Carbón (2000)	465.9	-	253	1
Carbón (2600)	587	-	335	1
-	1,283		900	1
Lignito	636		350	26
EUROPA				
Biomasa (mt/día)				
Biocombustible	48	-	42	1
Biocombustible	28	-	35	1
Corteza de madera	20	-	25	1
Corteza de madera	15	-	15	1
R.S.M (320)	100	100		1
Madera (500)	84	-	85	1
Biocombustible (55)		-	6	1
Basura en pacas	32	17.48	-	1
R.S.M	23	-	5	1
Brea y aceites (1,968)	140	-	56	1

En total existen más de 142 plantas operando al rededor del mundo y 420 gasificadores con una capacidad total de 56,000 MW_{th}, con productos resultantes químicos 44%, combustibles 30% y electricidad 18%. Asia/Australia, Europa y África/Medioeste tienen la mayor capacidad instalada con 17,000 MW_{th}, 14,000 MW_{th} y 15,000 MW_{th} instalados respectivamente, mientras que Norteamérica tiene 7,000 MW_{th}, Centro y Sudamérica menos de 1,000 MW_{th}. Por otra parte la capacidad de distribución en MW_{th} de los productos resultantes de la gasificación es aproximadamente de 10,000 MW_{th} de electricidad, productos químicos 23,000 MW_{th}, combustibles líquidos 17,000 MW_{th}, combustibles gaseosos 3,000 MW_{th}.

5.3.3 Tratamiento de basura en rellenos sanitarios

Existen en el mundo alrededor de 1,152 plantas que suman una capacidad de generación eléctrica de 3,929 MW y generan en promedio 3.1 m³/ton*año de biogás de relleno sanitario (Themelis, 2002). De estas 1,152 plantas, 734 están en Europa y 354 en Estados Unidos, 15 en Canadá, 19 en Asia, 18 en Australia, 8 en Sudamérica y 4 en África. Las plantas en Europa en promedio tienen una capacidad instalada de 1.73 MW por planta, en tanto que en Estados Unidos es de 6.7, lo cual indica que las plantas de Estados Unidos son muy grandes comparadas con las de Europa.

5.4 Estudio de caso en Estados Unidos

5.4.1 Energía proveniente de la basura

La mayoría de la biomasa proveniente de desechos es consumida por el sector industrial y por productores de electricidad independientes (PEI) en el 2009, dichos productores PEI operan casi todas las instalaciones para procesar los residuos sólidos municipales, mientras que el sector industrial y los productores independientes operan la mayoría de los rellenos sanitarios. Otros tipos de desperdicios de biomasa (en la mayoría desperdicios de comida y aguas residuales) se manejan en el sector industrial (EIA, 2011).

5.4.2 Energía industrial de la biomasa

EL sector industrial usó 2.0 quadrillones de BTU de biomasa en el 2009 para producir 26 billones de kilowatts hora de electricidad. Alrededor del 90% de la energía de la biomasa se utilizó en aplicaciones térmicas (procesos de calor y vapor, calefacción de espacios), las compañías de papel y productos conexos consumió cerca de la mitad de la biomasa de todo el sector industrial, y generó 94% de su electricidad. Una década atrás, este sector consumió cerca del 70% de la biomasa industrial. La principal razón del declive ha sido por la introducción de las biorefinerías, de las cuales su consumo ha surgido durante los 5 años pasados.

5.4.3 Combustión dual de biomasa y carbón

En 2009 existía un total de 72 plantas reportadas para la combustión dual, dichas plantas tienen una capacidad de poco más de 4,400 MW. Este fue un salto sustancial de los 3,800 MW en 2008. El estado de Wisconsin es el estado con mayor capacidad instalada de 448 MW con un total de 14 plantas.

La generación de electricidad se incrementó en un 9.7% en 2009, la generación proveniente del gas de los rellenos sanitarios incrementó en un 10.7%, mientras que la electricidad proveniente de la madera y combustibles derivados cayeron en un 3.4% , como se aprecia en la Tabla 5.7, al referirse en la tabla a los residuos sólidos biogénicos, se incluye el papel, cartón, madera, alimentos, pieles, textiles, y residuos de jardines, en el rubro de otra biomasa se incluyen los subproductos de la agricultura, lodos residuales, y otra biomasa sólida, líquidos y gases.

Tabla 5.7 Generación neta de electricidad proveniente de recursos renovables por fuente 2007-2009 en (EIA, 2009)

Fuente (MWh)	2007	2008	2009
Total	352,747,486	381,043,759	413,246,300
Biomasa	55,538,578	55,033,612	54,336,774
R.S.U	16,524,554	17,733,759	18,093,335
Gas de rellenos sanitarios	6,157,750	7,156,340	7,351,052
RSM biogénicos	8,303,838	8,096,801	8,342,265
Otra biomasa	2,062,966	2,480,617	2,400,018
Madera y combustibles derivados	39,014,024	37,299,853	36,243,438
Geotérmica	14,637,213	14,951,348	15,209,663
Hidroeléctrica	247,509,974	254,831,385	272,130,941
Solar térmica/células fotovoltaicas	611,793	864,315	807,988
Eólica	34,449,927	55,363,100	70,760,934

5.4.4 Gasificación

En estados unidos se encuentran 6 plantas alimentadas por carbón y coque, de las cuales 3 producen químicos; 2 electricidad, como se aprecia en la Tabla 5.8 y 1 produce combustible gaseoso, 9 plantas alimentadas por gas produciendo químicos, 5 plantas alimentadas por petróleo; 3 producen químicos y 2 combustible gaseoso.

Tabla 5.8 Plantas gasificadoras que tienen como producen energía eléctrica (GTC, 2010)

Tipo de combustible	Producto principal obtenido			Gasificadores
	Gas de síntesis	Químicos o combustibles	Capacidad	
Carbón (mt/día)	MWt	MWth	MW	
coque (2,000)	590.6	-	262	2
carbón (2,200)	451.1	-	250	1

5.5 Perspectivas a futuro internacionales en el tratamiento de la basura

En Europa existe una ley que limita el crecimiento de los rellenos sanitarios en los países miembros de la Unión Europea, por lo que se prevé que en los próximos años estos desaparezcan, y crezcan primero las plantas de incineración con generación de energía y posteriormente las plantas de gasificación, así como una paralela mayor actividad de reciclamiento. Se estima que la proliferación de estas plantas se duplique para el año 2020, alcanzando una capacidad de incineración de 150 millones de toneladas de basura anuales (Sipilä, 2002).

Hay que tener presente que la incineración brinda la posibilidad de generar energía eléctrica y calor a través de la generación de vapor de manera directa, es decir que partiendo de la incineración se obtendrán gases de combustión que darán lugar a la generación de vapor en una caldera y posteriormente alimentar el vapor a una turbina para genera la electricidad. En tanto que la gasificación brinda la posibilidad de generar un combustible de bajo poder calorífico que pueden emplearse en una máquina de combustión interna acoplada a un generador, a una turbina, a una caldera para generar vapor, o ser empleado como insumo para la síntesis de metanol, hidrógeno, etanol, electricidad, vapor y amoníaco.

La gasificación es vista como la tecnología que sustituirá a la incineración en el mediano y largo plazo, no solo por las razones anteriores, sino también por los beneficios ambientales que se derivan de ella. En Europa las expectativas en el corto plazo de ambas tecnologías, son las que hasta ese año tendrán mayor crecimiento las plantas de incineración de última generación con sistemas de combustión de lecho fluidizado. Al mismo tiempo que la gasificación empezará a aparecer cada vez más en la escena internacional y seguirá madurando no solo en el ámbito de tratamiento de la basura sino también de los residuos agroforestales y pecuarios.

CAPÍTULO 6 ESTUDIOS DE CASO

6.1 Basura en el Distrito Federal

Cada día en el Distrito Federal se generan alrededor de 13,250 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos producidos por 8,851,080 habitantes de la población que habitan en la ciudad (Figura 6.1), lo que nos lleva a contar con un indicador de generación per cápita de residuos sólidos equivalente a 1.49 kg/hab*día.

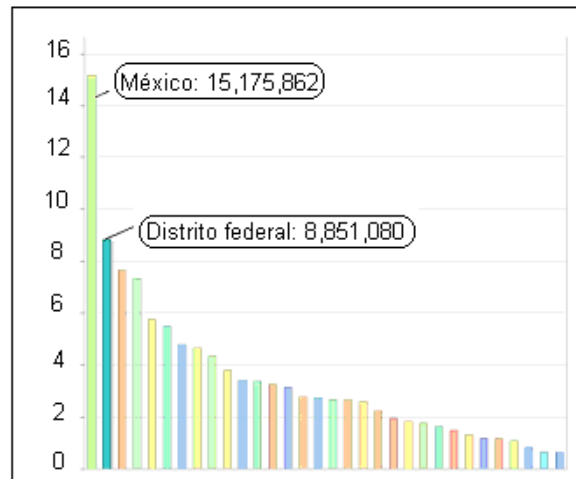


Figura 6.1 Población total en el Distrito Federal en 2010 (INEGI, 2011)

El flujo que siguen los residuos sólidos urbanos diariamente desde el momento de su generación hasta su disposición final se esquematiza en la Figura 6.2.

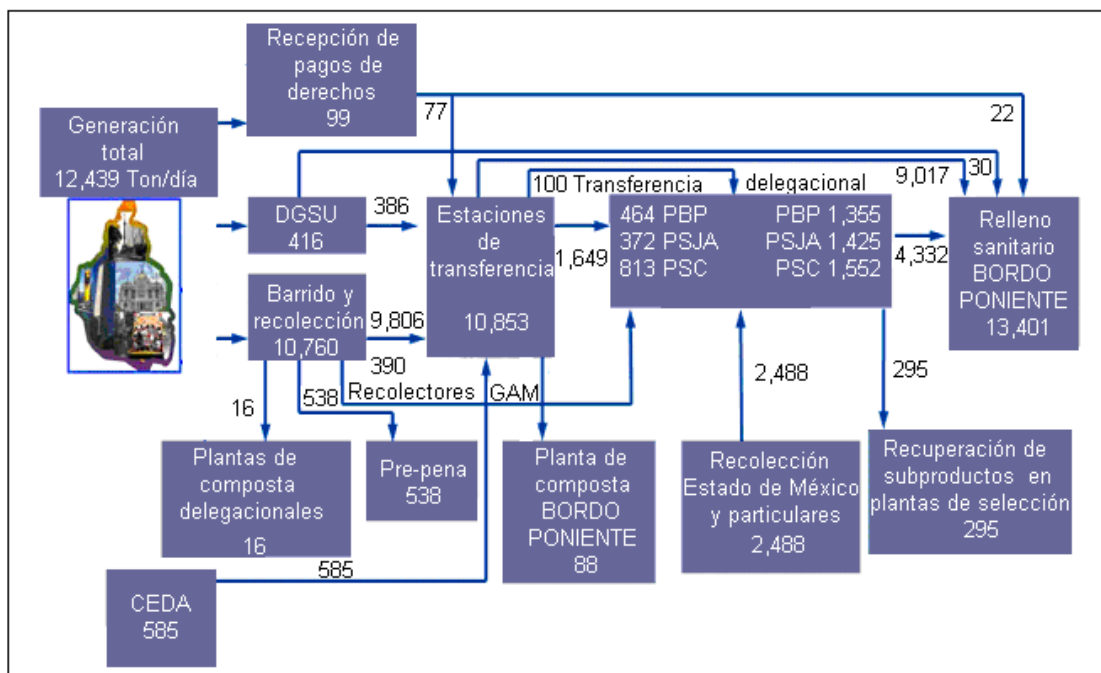


Figura 6.2 Manejo de residuos sólidos en el Distrito Federal (SEMARNAT, 2008b)

6.1.1 Manejo de los residuos en el Distrito Federal

6.1.1.1 Recolección pública de residuos sólidos

Las 16 delegaciones del Distrito Federal tienen a su cargo la recolección y transporte de los residuos sólidos urbanos a las estaciones de transferencia (ET). Para realizar esta labor, se cuentan con un parque vehicular de 2,484 unidades, de los cuales 73 unidades cuentan con caja separada para la recolección simultánea de residuos orgánicos e inorgánicos.

6.1.1.2 Estaciones de transferencia

La Ciudad de México, dadas sus dimensiones y complejidad, cuenta con trece instalaciones de transferencia de residuos sólidos (Figura 6.3), que concentran los residuos sólidos provenientes de los servicios de recolección pública y privada y conforman una etapa intermedia en el traslado de los mismos a las plantas de selección, planta de composta y el relleno sanitario. La función de las Estaciones de Transferencia es mejorar la eficiencia del servicio de recolección, reduciendo el número de viajes y el tiempo de traslado de los vehículos de recolección al sitio de disposición final.

La descarga de los residuos se efectúa a cajas de transferencia remolcadas por tractocamiones, con la capacidad de recibir la carga de 4 a 5 vehículos, que equivale a 30 toneladas aproximadamente. El Gobierno del Distrito Federal adoptó la tecnología de estaciones de transferencia cerradas, con la finalidad de controlar los efectos ambientales adversos, tales como ruido, polvo, fauna nociva, microorganismos y malos olores; así como reducir el impacto y deterioro del entorno urbano a la estación de transferencia

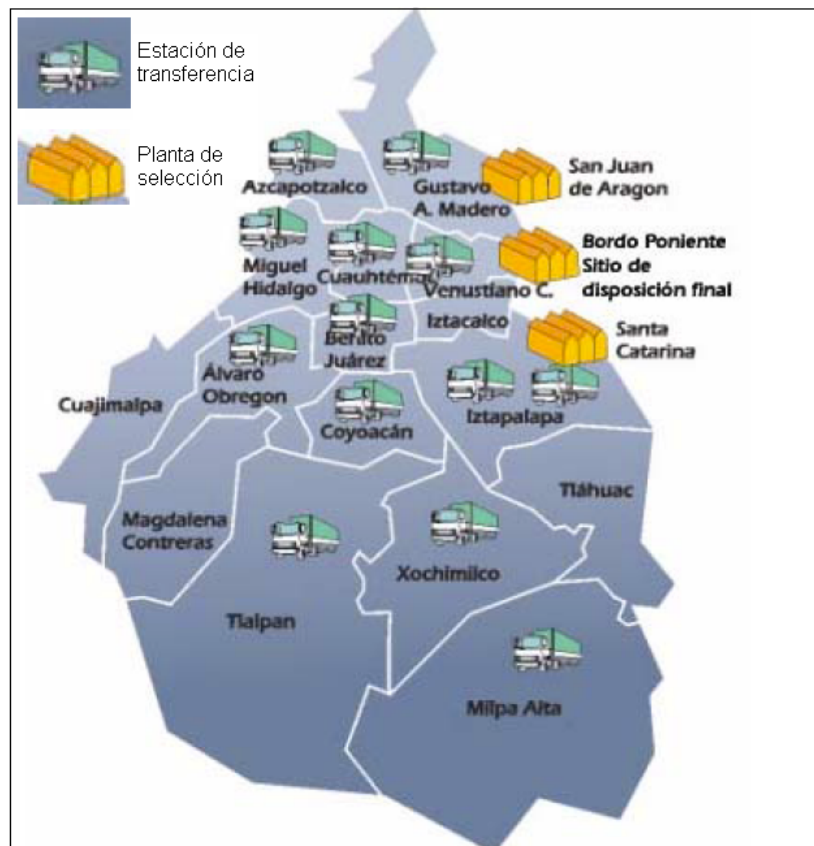


Figura 6.3 Ubicación de las estaciones de transferencia y plantas de selección del DF (Semarnat, 2006b)

6.1.1.3 Plantas de selección

El Distrito Federal cuenta con tres plantas de selección de residuos sólidos, en las que se recuperan materiales reciclables, la organización y operación de estas plantas se realiza de manera coordinada entre la DGSU y los gremios de selectores. Estas tres plantas son conocidas como Bordo Poniente, San Juan de Aragón y Santa Catarina, su capacidad instalada conjunta es de 6,500 toneladas por día. Los principales materiales recuperados son: Aluminio traste, macizo, chatarra, perfil, bote aluminio, bote ferroso, fierro, lámina metálica, cobre, alambre, botellas de refresco y cerveza, vidrio ámbar, transparente y verde, cartón, todo tipo de papel, periódico, PVC, PET, plástico rígido o nylon y vinil, entre otros.

6.1.1.4 Plantas de compostaje

Existen 13 plantas de composta en el Distrito Federal, en las que se procesan residuos orgánicos para su aprovechamiento.

6.1.1.5 Relleno sanitario

El Distrito Federal cuenta con el Relleno Sanitario Bordo Poniente, operando en su Etapa IV, con 472 hectáreas de superficie y un área de disposición de 320 hectáreas. El relleno sanitario Bordo Poniente se localiza en un predio de propiedad federal, dentro de los terrenos del antiguo Lago de Texcoco, que la Comisión Nacional del Agua destinó para ser utilizado como relleno sanitario por el Distrito Federal. Tiene una extensión total de 1,000 hectáreas de las cuales se han utilizado 721 en cuatro etapas. La vida útil de las primeras 3 etapas transcurrió de 1985 a 1995, momento en el cual entró en operación la IV Etapa. El relleno recibe diariamente aproximadamente 12, 600 toneladas diarias de residuo, el total proviene de los residuos de la industria y la construcción y residuos sólidos urbanos provenientes de plantas de selección, estaciones de transferencia y DGSU.

En el Relleno Sanitario Bordo Poniente se disponen de manera segura y controlada los residuos sólidos generados en la Ciudad, desechos de la industria de la construcción y residuos sólidos provenientes de municipios aledaños del Estado de México, incluyendo el rechazo de las plantas de selección, mediante acciones de empuje, extendido, nivelación, compactación y cobertura de los mismos con tepetate; extracción y acarreo de lixiviados; riego de caminos y de los frentes de trabajo con agua tratada; tendido de material inerte en las coronas y su renivelación y la construcción de caminos utilizando material de balasto y fresado de carpeta asfáltica, para facilitar la circulación de vehículos en el interior del sitio.

6.2 Gas natural

Es una mezcla de hidrocarburos parafínicos ligeros con el metano como su principal constituyente. También contiene pequeñas cantidades de etano, propano, butano, pentano en diversas proporciones así como proporciones variables de gases no orgánicos, nitrógeno, dióxido de carbono y ácido sulfhídrico. El gas natural puede encontrarse asociado con el petróleo crudo o independiente en pozos de gas no asociado o gas seco. Es utilizado en los sectores residencial, industrial y en la generación de electricidad (SENER, 2007). Los vapores de los hidrocarburos, a parte del metano y etano, pueden separarse como condensados.

Cuando el gas natural contiene muy pequeñas cantidades de condensado recuperable, menos de 15g/m^3 , se le denomina gas natural seco. Si el contenido de condensado es apreciable, cercano a los 50g/m^3 se le conoce como gas natural húmedo. Éste último es comercialmente tratado para la recuperación del condensado que es un producto de valor, el cual es conocido como gasolina natural y se utiliza ampliamente como agente de mezcla para los carburantes. La recuperación de la gasolina

natural se obtiene por compresión y enfriamiento, absorción en aceite o adsorción en sólido poroso. Durante del proceso de recuperación, el pentano es completamente recuperado del gas, mientras que pequeñas cantidades de butano y propano se dejan en el gas. El gas residual es en efecto gas natural seco, y se le conoce como gas natural despojado, distinguiéndolo del gas natural seco sin tratamiento previo. Las reservas de gas natural en el mundo aprobadas en 2009 son de 6,289 trillones de pies cúbicos, de las cuales Rusia concentra 26.7%, Irán 15.76%, Qatar 14.18%, EU 4.3% y México con 0.2% (Tabla 6.1).

Tabla 6.1 Reservas de gas natural en el periodo 2009-2011 (SENER, 2010)

	2009	2010	2011
Total mundial (tpc)	6,289		
1. Rusia	1,680	1,680	1,680
2. Irán	991.600	1,045.670	1,045.670
3. Qatar	891.943	899.325	895.800
4. Turkmenistán	94	265	265
5. Arabia Saudita	258.470	263.500	275.700
6. USA	272.509	-	-
7. Emiratos Árabes Unidos	214.400	214.400	227.900
8. Venezuela	170.920	175.970	178.860
9. Nigeria	184.160	185.280	186.880
10. Argelia	159	159	159
32. México	13.162	12.702	11.906

La composición del gas natural varía ampliamente de terreno a terreno, el contenido de metano varía del 50% al 95%. La composición de algunos gases se presenta en la tabla. El gas natural en ciertas localidades contiene grandes cantidades de nitrógeno y dióxido de carbono, en algunos lugares pequeñas cantidades de helio se pueden encontrar. De modo similar, cantidades apreciables de sulfuro de hidrógeno están presentes en algunos gases que pueden ser tratados para la producción de sulfuro elemental, dado que el sulfuro de hidrógeno es corrosivo y tiene mal olor, el gas que contiene este elemento es conocido como gas natural amargo. El gas libre de sulfuro de hidrógeno es conocido como gas dulce. En la Tabla 6.2 se desglosa la composición del gas natural seco y dulce, húmedo y dulce, y el gas seco y amargo.

Tabla 6.2 Composición del gas natural (Sarkar, 2009)

	Seco y dulce	Húmedo y dulce	Seco y amargo
Composición (%)			
CH ₄	96.91	77.28	45.64
C ₂ H ₆	1.33	11.18	0.21
C ₃ H ₈	0.19	5.83	-
Butanos	0.05	2.34	-
Pentanos	0.02	1.18	-
CO ₂	0.82	0.8	53.93
H ₂ S	-	-	0.01
N ₂	0.68	1.39	0.21
Total	100	100	100

Posteriormente a la extracción en los pozos, el gas natural es procesado para removerle las partículas sólidas finas, después es tratado para la recuperación de la gasolina y el gas licuado de petróleo (GLP), finalmente el sulfuro de hidrógeno es removido para obtener el gas final para distribución. En los lugares con climas fríos, es necesario deshidratar el gas, para evitar el estragulación de las líneas debido a la

formación de hidratos cristalinos de metano, etano, propano e iso-butano, dado que dichos hidratos son sólidos estables por debajo de los 19°C.

El gas natural es entregado al consumidor por un red de tuberías de 51-56 cm de diámetro, a presiones que varían entre 14 y 28 Kg/cm². Sin embargo un interés considerable se ha despertado en el transporte del gas natural licuado (GNL) en los países donde el gas es un combustible excedente. Los usuarios masivos del gas natural son las plantas generadoras y los productores de fertilizantes, como fuente de hidrógeno. El gas natural es utilizado como combustible para calentamiento en los hogares e industrias, en hornos, parrillas y calderas, se deben utilizar hornos especiales para usar el metano debido a su alto valor calorífico, grandes cantidades de aire, y baja velocidad de flama. Es ampliamente usado como fuente de hidrógeno y carbón en las industrias químicas, en la producción de amoniaco, metanol, acetileno y carbon negro.

Debido a su baja densidad de energía, para su uso como combustible vehicular, es comprimido a presiones de 200-250 bar para facilitar su almacenamiento en cilindros, colocados en los vehículos y es llamado gas natural comprimido (GNC), dicho gas es considerado como uno de los combustibles alternativos más prominentes. Es mejor que los combustibles convencionales, tanto en el ciclo de vida de las emisiones, y las emisiones de escape vehiculares. A modo comparativo con respecto a las emisiones de los vehículos que usan combustible convencional, las emisiones de CO de vehículos que usan GNC es menos del 70-90%, las emisiones de hidrocarburos 40-60% y las emisiones de CO₂ aproximadamente del 10%. El gas natural no es ni corrosivo, ni toxico, su temperatura de ignición es alta, es más ligero que el aire, y tiene un rango de flamabilidad muy estrecho, haciéndolo un combustible inherentemente seguro, comparado a otros combustibles. El gas natural no contamina ni la tierra ni el agua, siempre se va hacia la atmósfera a diferencia de otros combustibles, los cuales son más pesados que el aire y pueden caer como líquidos o vapores al suelo.

6.2.1 Generación eléctrica en México a partir de gas natural

El combustible con mayor dinamismo para la generación eléctrica, es el gas natural, destaca notoriamente como se observa en la Figura 6.4. En 1999, la generación basada en dicho combustible representaba 15.0%, y 10 años después aumentó al 51.8% de la generación total, lo que representa un crecimiento promedio anual de 16.2%. Por otra parte, la participación del combustible en la generación de electricidad disminuyó de 47.6% a 16.7%, es decir, un decremento promedio anual de 7.6%.

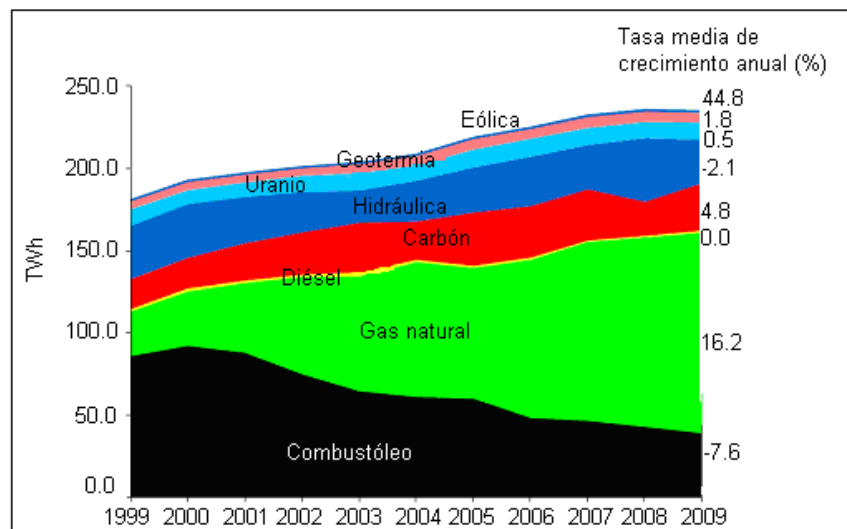


Figura 6.4 Generación bruta en el servicio público por tipo de energético en el periodo 1999-2009 (SENER, 2010)

Se estima que entre 2009 y 2025 la participación del gas natural en la mezcla de combustibles fósiles para generación eléctrica en México aumente de 57.7% a 67.2% (Figura 6.5), mientras que el carbón tendría el mayor incremento en su participación al pasar de 17.5% a 27.6%. La utilización del combustóleo se reducirá de 23.9% en el total de combustibles fósiles en 2009 a 4.3% en 2025.

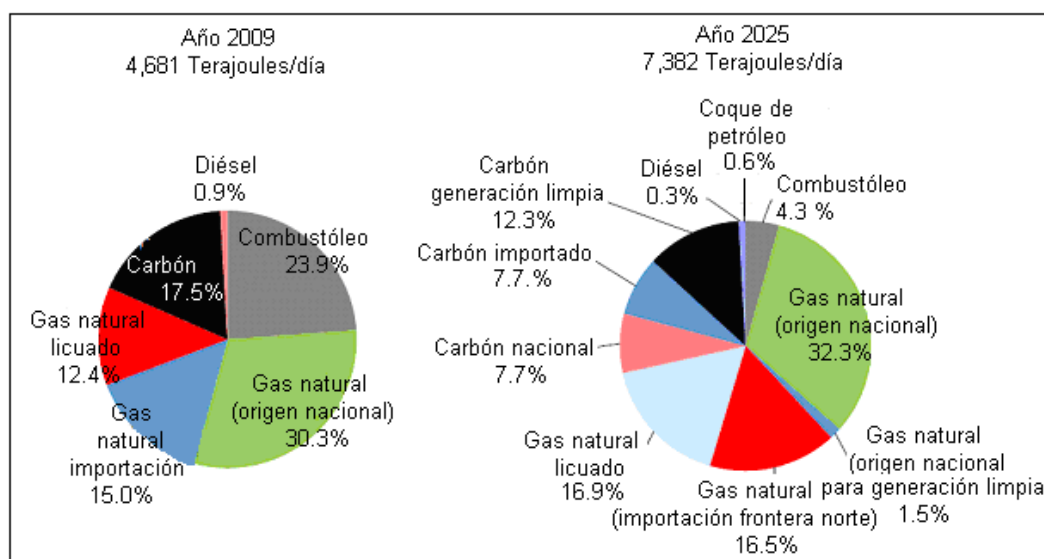


Figura 6.5 Participación por combustible fósil en la canasta para generación de energía eléctrica al año 2025 (SENER, 2010)

6.2.2 Consumo del gas natural a futuro en México

El combustible con el mayor crecimiento en su utilización será el gas natural, con 3.2% en promedio anual, el carbón se incrementará en 2.1% mientras que el combustóleo mostrará la mayor disminución anual con 8.3%, seguido por el diésel con 5.1%, como se observa en la Tabla 6.3. Se prevé que la utilización del coque de petróleo como combustible para la generación del servicio público inicie en 2013, como resultado de un cambio de tecnología en la central Altamira unidades 1 y 2 de 150 MW (de combustóleo a coque).

Otra central que será repotenciada en ese mismo año es Río Bravo unidad 3, de 300 MW (de combustóleo a carbón, e incremento de capacidad a 330 MW). En ésta última, se considera utilizar la tecnología de caldera de lecho fluidizado para obtener una combustión limpia del coque de petróleo.

Tabla 6.3 Proyección del consumo de combustibles fósiles para la generación de energía eléctrica hacia el año 2025 (SENER, 2010)

Combustible	Unidades	2009	2010	2011	2012	2013	2015	2020	2025
Gas natural	Millones m ³ /día	76.6	74.3	72.7	75.2	75.6	80	113.3	127.4
Nacional	Millones m ³ /día	38.8	37.2	34.7	33.6	29.5	28.7	53.4	63.7
Importación	Millones m ³ /día	23.7	20.2	20.1	19.7	18.3	19.5	26.5	31.8
GNL	Millones m ³ /día	14.1	16.9	17.9	22	27.8	31.7	33.4	31.9
Combustóleo	Miles m ³ /día	26.5	23.6	20.1	18	17.8	17.3	10.8	6.7
Coque	Millones m ³ /día	-	-	-	-	0.3	0.4	0.4	0.4
Diésel	Miles m ³ /día	1.1	0.9	0.8	0.4	0.3	0.3	0.5	0.5
Carbón	Millones m ³ /día	13.7	15.9	18	17.8	18.4	19	19	19

6.2.3 Exploración y producción

La producción de gas natural de México se extiende en todo el país. Las áreas en tierra firme en la parte norte del país representaron el 38% de la producción de gas natural de México en 2008, mientras que las áreas en tierra firme al sur contribuyeron 21%, y las áreas fuera de tierra firme en el Golfo de Campeche representaron el resto. Mientras que la producción de crudo en el complejo Cantarell ha disminuido en los últimos años, la producción de gas natural ha aumentado dramáticamente:

La producción de gas natural en el campo aumentó 7.4 billones de metros cúbicos (Bmc) en 2006 a 16.8 Bmc en 2008. Sin embargo, el aumento en la producción de gas natural en Cantarell ha llevado también a un aumento en la quema de gas natural, como no hay suficiente capacidad para capturar y procesar toda la producción (EIA, 2010). De acuerdo con Pemex, la quema de gas natural en México aumentó de 1.58 Bmc en 2006 a 13.7 Bmc en 2008. Sin embargo, la quema de gas declinó en 2009 a 10.3 Bmc. La cuenca de Burgos, en el norte de México ha sido un centro de producción y exploración de gas natural, y actualmente representa un cuarto del total de la producción natural. Pemex anunció un contrato de servicio en 2009 que podría mejorar la infraestructura en la zona para facilitar la producción de mayor de gas natural.

6.2.4 Tuberías y almacenamiento del gas

Pemex opera más de 5,700 kilómetros de tuberías de gas natural en México, la compañía tiene doce centros de procesamiento de gas natural, con capacidad de extracción de líquidos de 166.9 millones de metros cúbicos por día. Pemex también opera la mayor parte de la red de distribución de gas natural del país, que suministra gas natural elaborados para centros de consumo. La red de ductos de gas natural incluye diez conexiones activas de importación con los Estados Unidos. En 2009, México importó 7.5 Bmc de gas natural de los Estados Unidos, mientras que también exportó 2.3 Bmc a los Estados Unidos.

6.2.5 El mercado mundial de gas natural

La demanda de gas natural está proyectada a crecer en todas las regiones, de acuerdo con el DOE, en los EUA, en el largo plazo se estima un aumento en la generación de electricidad a partir de gas del orden de 0.7% en promedio anual. La demanda es mayor en las regiones no pertenecientes a la OECD, contando con el 80% total del incremento de la demanda al año 2030 (IEA, 2009e).

El mayor incremento en términos absolutos será en el medio oriente, donde bastos recursos en muchos países serán demandados para la generación eléctrica, para su uso en la industria pesada y como materia prima, (Figura 6.6). La demanda en los países de NO-OECD, Asia, África y Suramérica también crecerá fuertemente. El uso del gas se desarrolla a más del 5% por año tanto en China como en India, donde el uso del gas en el sector eléctrico y la industria crece rápidamente, aunque la demanda en ambos países en 2030, será relativamente baja en base al uso total de energía.

A pesar de la volatilidad en el precio del gas y el aumento en los precios del gas natural a largo plazo y el desarrollo atractivo de las energías renovables, el gas natural permanecerá como el combustible más competitivo para alimentar las nuevas centrales generadoras en construcción en muchos casos, (Figura 6.7), especialmente cuando se utiliza con gran eficiencia el gas en las centrales de ciclo combinado y turbinas de gas (TGCC), por tanto el crecimiento será del 2.2% promedio anual durante el periodo 2007-2025. La participación dentro de la generación total hacia el final del periodo se estima en alrededor de 20% las plantas alimentadas por gas a menudo son favorecidas sobre las plantas alimentadas por carbón y petróleo por razones ambientales, debido a la reducción de GEI y óxidos de azufre, por su relativo bajo costo capital (especialmente para plantas a pequeña escala) y para su construcción en periodos más cortos

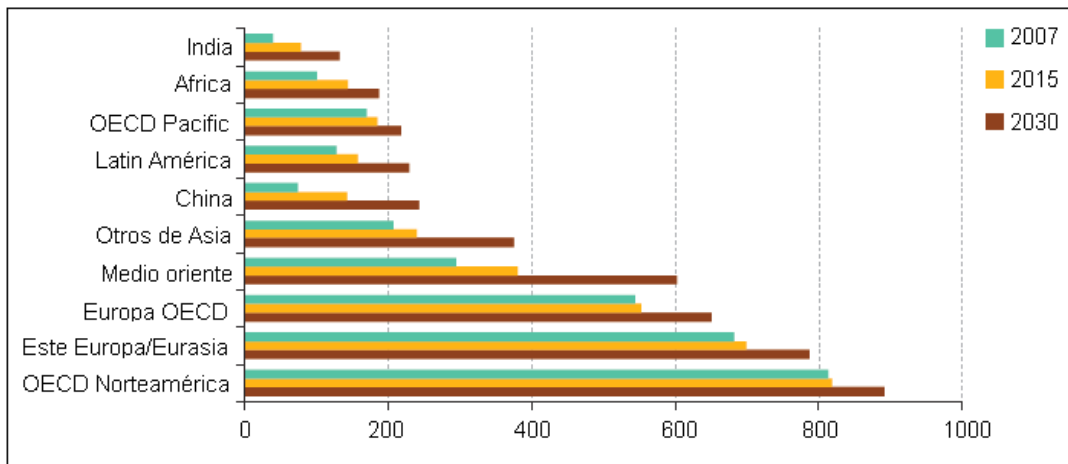


Figura 6.6 Demanda de gas natural por región 2007-2030 (IEA, 2009e)

En Europa, han aumentado las multas por emisión de carbono bajo el sistema de comercio de emisiones de la Unión Europea, así aumenta la competitividad de gas en las centrales generadoras alimentadas por carbón y en las industrias (IEA, 2009e).

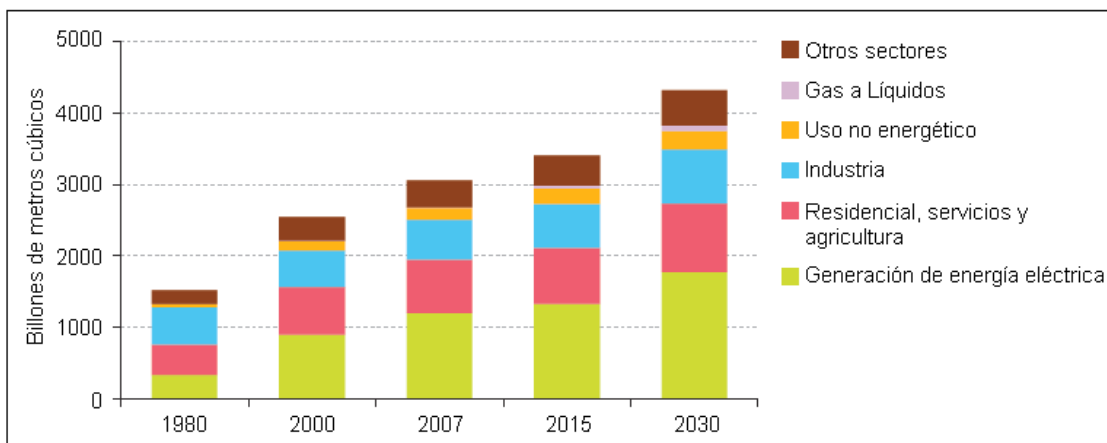


Figura 6.7 Prospectiva de la demanda mundial del gas natural por sector al año 2030 (IEA, 2009e)

En años recientes, en diversos países, entre ellos México, se ha impulsado una mayor utilización del gas natural para generación eléctrica, lo cual ha sido el principal estímulo al crecimiento en la demanda del combustible. Debido a las ventajas en la utilización de este energético con el desarrollo tecnológico de las turbinas de gas, ha dado como resultado la puesta en operación comercial de equipos de mayor potencia y eficiencia.

Por definición, las plantas de ciclo combinado son diseñadas para operar en condiciones de máxima eficiencia. Para tal fin, en muchas instalaciones se integran sistemas regenerativos y de interenfriamiento que permiten mejorar la eficiencia al reducir el flujo de combustible requerido para alcanzar la temperatura óptima de combustión, así como disminuir el trabajo requerido para la compresión, lo cual se traduce en una mayor potencia entregada por la turbina. En la actualidad, como resultado de estas y otras estrategias de optimización, con la integración de los ciclos termodinámicos se pueden alcanzar eficiencias del orden de 50% a 60%, utilizando las turbinas más avanzadas y quemando gas natural.

6.3 Electricidad

Durante el periodo 1998-2008, el consumo mundial de energía eléctrica tuvo un crecimiento promedio anual de 3.2%, ubicándose al final del periodo en 16,816 TWh. Este ritmo de crecimiento ha sido impulsado principalmente por los países en asiáticos transición, en los que el crecimiento económico de los últimos años ha propiciado un efecto de urbanización y un cambio estructural en el consumo. En el caso de China, los patrones de consumo en el sector residencial continuarán reflejando la migración de la población del medio rural al urbano y con ello, la demanda de energía eléctrica y el uso de combustibles para transporte y uso residencial seguirá creciendo; mientras que en el sector industrial, la dinámica del consumo de electricidad seguirá vinculada a la expansión económica de ese país.

Durante los años recientes, las regiones que han alcanzado los mayores niveles de estabilidad y madurez en sus mercados, se han caracterizado por registrar incrementos moderados y bajos en el consumo de energía eléctrica. Es el caso de los países miembros de la OCDE de Norteamérica, Europa Occidental, Asia y Oceanía, que durante los últimos 10 años registraron tasas de 1.3%, 1.5% y 2.1%, respectivamente. Como resultado de las mejoras en eficiencia energética, así como de la implementación de nuevos estándares de eficiencia en el sector residencial en usos como la iluminación, calefacción, aire acondicionado, entre otras aplicaciones, se estima que este comportamiento se mantendrá durante el mediano y largo plazo. Durante los últimos 10 años, el mayor crecimiento en el consumo de energía eléctrica se ha presentado en países de Asia y Medio Oriente no OCDE, con tasas de 8.8% y 5.8%, respectivamente

6.3.1 Consumo de combustibles y fuentes primarias para la generación mundial de energía eléctrica

El carbón es el combustible de mayor utilización para la generación de electricidad en el mundo. Desde hace décadas, su amplia disponibilidad, estabilidad en sus precios, así como su alto poder calorífico, entre otros factores, le han dado particular ventaja comparativa como combustible primario para generar energía eléctrica. No obstante, en 2008 se registraron precios sensiblemente superiores respecto a otros años, con incrementos de 70 a 130% respecto a las cotizaciones de 2007 en mercados europeos y asiáticos, lo cual, aunado a las políticas de mitigación de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en muchos países, ha incrementado la competitividad de otros combustibles como el gas natural e incluso la energía nuclear. A pesar de ello, en países como China, EUA, India, Sudáfrica y Australia, más de 50% de la energía térmica utilizada para generación de electricidad proviene del carbón.

En la Figura 6.8, se puede apreciar el despegue que la utilización de dicho combustible ha mantenido respecto a otras fuentes de energía durante casi tres décadas, registrando un crecimiento promedio anual de 3.5%. En el caso de la energía nuclear, su mayor dinamismo se observó desde principios de la década de 1980 y en años recientes se ha iniciado la construcción de varios reactores, sobre todo en el sudeste asiático. El gas natural, cuya penetración en la generación de electricidad es relativamente alta en países como Japón, Reino Unido y México, ha mostrado un crecimiento importante desde principios de la década de 1990, con una pendiente más pronunciada a partir de 1993. Otros recursos, como la hidroelectricidad, representan la principal fuente primaria en países como Canadá, Brasil, Noruega e Islandia. En éste último, adicionalmente a la generación hidroeléctrica, la geotermia es de gran importancia alcanzando una participación de 22.5% en 2008.

En general, el patrón de utilización de fuentes primarias para generar electricidad depende de la disponibilidad y precio, del riesgo asociado al suministro, así como del perfil tecnológico y del portafolio de generación existente en cada región y país. En la Figura 6.9, se puede identificar la composición del sistema de generación en términos de fuentes primarias para países seleccionados de los cinco continentes. Como se ha mencionado, el carbón destaca debido a su alto grado de penetración en las

principales economías del orbe, mientras que la energía nuclear es ampliamente utilizada en países como Francia, Rusia, Corea del Sur, EUA y Japón. En el caso de éste último, se distingue una canasta de tecnologías diversa, con una equilibrada presencia de generación nuclear, gas natural, carbón, petrolíferos y fuentes renovables.

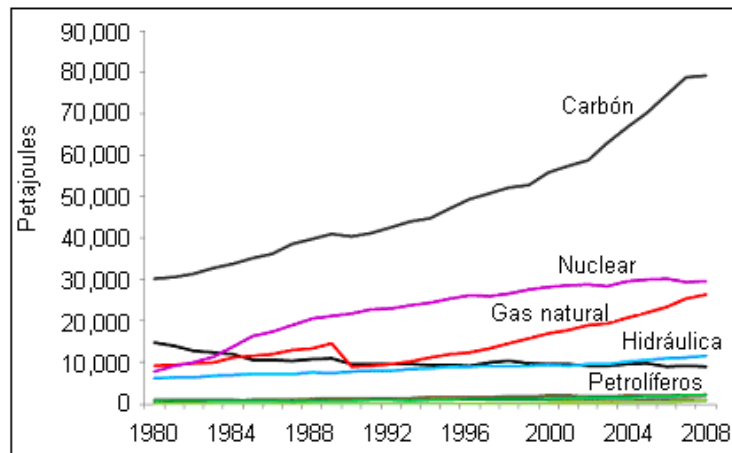


Figura 6.8 Consumo mundial de combustibles y utilización de fuentes primarias para la generación de electricidad, 1980-2008 (SENER, 2010)

En el caso de México, algunas de las posibles políticas de diversificación apuntan hacia el crecimiento de la participación de las fuentes renovables, así como en un posible escenario, a la expansión de la capacidad nucleoelectrica con el objetivo de balancear la concentrada participación del gas natural y seguir reduciendo el consumo de combustibles derivados del petróleo en plantas antiguas que operan en ciclo convencional.

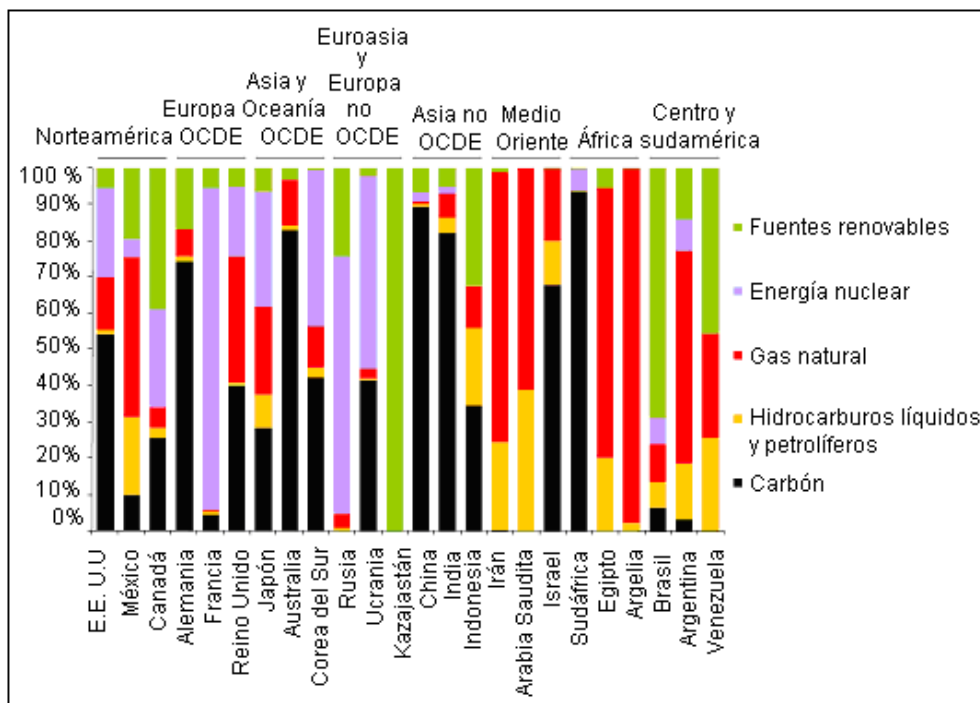


Figura 6.9 Fuentes primarias y combustibles para generación de electricidad en países seleccionados, 2008 (SENER, 2010)

Por otra parte, Brasil posee una de las matrices energéticas más limpias del mundo. Dada su alta dependencia respecto a la energía hidroeléctrica, la operación del sistema de centrales de generación consiste en aprovechar la diversidad hidrológica exportando energía desde las cuencas húmedas hacia las cuencas secas. En periodos de estiaje y con la finalidad de no comprometer la seguridad energética del país, el gobierno brasileño puede restringir las exportaciones de electricidad hacia Uruguay y Argentina.

Estos eventos pueden significar riesgos para la estabilidad y seguridad en el servicio eléctrico, debido a la concentración de la infraestructura de generación basada en una sola fuente primaria. Por ello, para muchos países es de importancia estratégica establecer políticas de diversificación que fortalezcan sus sistemas eléctricos para responder a los cambios económicos, políticos, a las restricciones ambientales, a la volatilidad en los precios de los combustibles, así como al riesgo en el suministro de los mismos y a los impactos derivados de un posible entorno económico inestable que pudieran afectar la estabilidad y confiabilidad del suministro eléctrico.

6.3.2 Pronóstico de la capacidad y generación de energía eléctrica mundial

La capacidad de generación de electricidad crecerá principalmente en los países en desarrollo no miembros de la OCDE, los cuales aumentarán su capacidad instalada en 1,245 GW durante el periodo 2007-2025. En China e India se desarrollarán las mayores adiciones de capacidad y generación de energía eléctrica en el mundo, lo que se refleja en la proyección del incremento de capacidad en la región asiática de 3.7% promedio anual durante 2007-2025, que corresponde a la importante expansión económica de dichos países durante los últimos años y que se espera continúe en el mediano plazo. Por otra parte, se estima un crecimiento promedio de 2.2% en África y de 1.7% en Medio Oriente hacia el final del periodo (Figura 6.10).

Por otra parte y, no obstante el impulso a las energías renovables, el carbón se mantendrá como la principal fuente de energía para generar electricidad durante los próximos años en los E.E. U.U. La continuación en la operación de las termoeléctricas existentes, así como las adiciones de nuevas centrales, contribuirá a ello. Tan sólo en 2008, la participación del carbón en la generación total fue de 54.3%. Adicionalmente al carbón, otra fuente que seguirá creciendo es la energía nuclear, cuyo crecimiento se espera sea favorecido por la alta volatilidad en los precios del gas natural así como por las oportunidades de abatimiento de emisiones de GEI que ofrece la generación nucleoelectrónica.

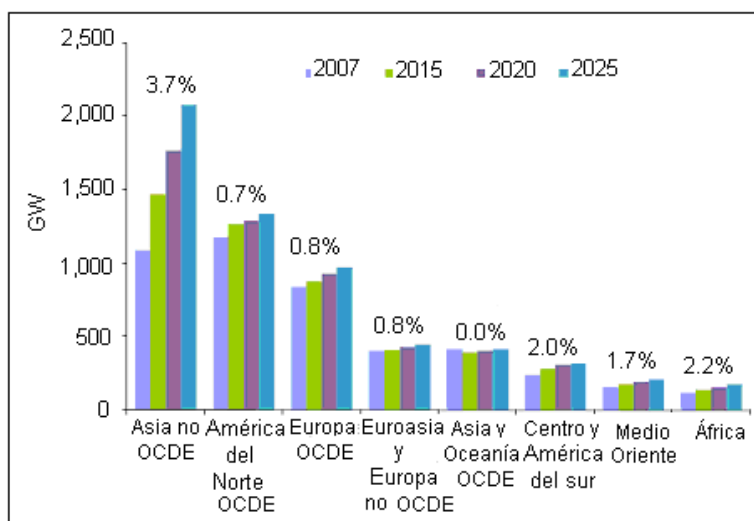


Figura 6.10 Capacidad mundial de generación de energía eléctrica por región, 2007-2025 (SENER, 2010)

En Canadá, el crecimiento en la capacidad y generación de energía eléctrica estará basado en el uso del gas natural, energía nuclear así como hidroenergía y otras fuentes renovables. Debido a aspectos ambientales y de salud pública, la utilización de carbón disminuirá como resultado de los retiros de cuatro plantas en Ontario hacia 2014. El gobierno canadiense planea reemplazar dichas centrales con nuevas plantas a gas natural, nuclear, centrales hidroeléctricas y eólicas, además de incrementar las acciones de ahorro de energía. La energía hidroeléctrica seguirá siendo un recurso clave para Canadá, dado su alto potencial aún sin explotar.

Actualmente existen proyectos de centrales hidroeléctricas (grandes y pequeñas) planeadas y en construcción. Hydro-Quebec continúa la construcción de una central hidroeléctrica de 768 MW cerca de Eastmain y una más pequeña de 150 MW en Sarcelle, las cuales están programadas para iniciar operaciones hacia 2012. Otros proyectos hidroeléctricos en construcción son: Complejo Hidroeléctrico Romaine, con 1,550 MW, sobre el río Romaine en Quebec y el proyecto Wuskwatim de 200 MW en Manitoba. La energía eólica también está en los planes de expansión del sistema eléctrico canadiense, con 950 MW instalados durante 2009 y alcanzando 3,319 MW de capacidad eólica al final de ese año.

Existen programas de incentivos que se han implementado en cada provincia para promover el desarrollo de capacidad eólica, como en el caso de Ontario, donde el gobierno ha impulsado durante años el crecimiento robusto en instalaciones eólicas, de tal forma que de 0.6 MW que se tenían en 1995, la capacidad ha crecido a 1,168 MW en enero de 2010. Uno de los esquemas de desarrollo eólico en Ontario es el pago de la energía a pequeños generadores (cuya capacidad es menor a 10 MW) a un precio de 11 centavos de dólar canadiense por kWh entregado a los distribuidores. Se espera que los programas de incentivos tanto del gobierno federal como de los gobiernos de las provincias canadienses, así como la volatilidad de los precios de los combustibles fósiles, apunten, en conjunto, el crecimiento sostenido en la capacidad eólica en ese país durante los próximos años.

En nuestro país al cierre de 2009, 73.3% de la capacidad instalada correspondió a la utilización de combustibles fósiles. De esta capacidad, las centrales eléctricas que utilizan gas natural aportan 39% de la capacidad total de energía eléctrica para servicio público, mientras que la capacidad con base en combustóleo se ubica en 25% respecto al total instalado. Durante los próximos años la capacidad y la generación de electricidad en México crecerán con mayores tasas que en Canadá y los E.E. U.U, como resultado de la expansión del sistema de eléctrico para satisfacer las necesidades de la población y hacer viable un mayor crecimiento económico.

6.3.3 Tendencia mundial en la utilización de combustibles para generación de electricidad

En el entorno internacional, el uso de la energía primaria y secundaria para generación de electricidad depende de diferentes factores que varían de una región a otra, así como de la disponibilidad de recursos económicamente competitivos. Adicionalmente, la utilización de dichas fuentes depende de las restricciones imperantes por la volatilidad en los precios de los energéticos, la disponibilidad de los combustibles, el impacto social, así como por la normatividad ambiental. Las estimaciones indican que durante los próximos años, los combustibles de mayor utilización para generación de electricidad en el mundo serán el carbón y el gas natural, en detrimento de la utilización de combustibles derivados del petróleo, como es el caso del combustóleo. Esto obedece a la volatilidad en los precios del combustible y a la disponibilidad de tecnologías de mayor eficiencia y con un impacto ambiental sensiblemente menor que las plantas convencionales que utilizan derivados del petróleo.

Se estima que durante el periodo 2007-2025, la fuente primaria de mayor crecimiento en la generación eléctrica serán las energías renovables, que pasarán de 18.4% a 23.4%, lo cual complementará la participación mayoritaria del carbón que se mantendrá en 39.6% y al gas natural con 20.4% hacia ese

último año. Hacia el final del periodo, se estima que la energía nuclear se mantendrá prácticamente en el mismo nivel de participación. Mientras que la participación de los derivados del petróleo se reducirá de 5% a 2.8% de la generación mundial de electricidad. Hacia 2025 y sólo después del carbón, las energías renovables (incluyendo las grandes hidroeléctricas a desarrollarse en Asia y Sudamérica) tendrán la mayor participación en la generación mundial de energía eléctrica, seguidas por el gas natural.

CAPÍTULO 7 CONCLUSIONES

En México, el proceso de industrialización que se intensificó a partir de la segunda mitad del siglo pasado derivó en una mayor demanda de materias primas, para satisfacer el creciente consumo de bienes y servicios de una población; cada vez más numerosa y con patrones de consumo cada vez más demandantes. Como consecuencia, se agravaron los problemas ambientales como la contaminación del aire y la generación de residuos tanto urbanos como industriales.

Actualmente, México tiene una población de 112.3 millones de habitantes, generando en promedio per cápita 970 gramos de residuos sólidos urbanos. Para el tratamiento de dichos residuos cuenta con un total de 137 rellenos sanitarios con una capacidad de 22.175 billones de toneladas, para disposición final, 24 rellenos de tierra controlados con una capacidad de 3.924 billones de toneladas y 161 sitios controlados con capacidad de 26.1 billones de toneladas. Se estima que el 67% de los RSU generados en el país se dispone en rellenos sanitarios y sitios controlados y el 33% restante en sitios no controlados. Por lo que, México no cuenta con ninguna tecnología termoquímica instalada para el tratamiento de los RSU.

De los 137 rellenos existentes, únicamente 1 relleno sanitario aprovecha el metano que se libera de la descomposición de los residuos orgánicos. En este proceso participan bacterias metanogénicas que como parte de los residuos de su digestión producen el gas metano, el cual forma parte en un 50% del biogás generado. Dicho gas se aprovecha en la producción de energía eléctrica, mediante motores de combustión interna, con una capacidad de 17 MW, generando 120,000 MWh/año. De esta forma, se evita la utilización de combustibles fósiles derivados del petróleo como el gas natural o el combustóleo en la producción de electricidad. Del resto de los rellenos no existe aprovechamiento de los gases liberados, los cuales, son liberados a la atmósfera totalizando una emisión de 26,071,428.5 m³ de CH₄/año. Con esta cifra México se ubica en el tercer lugar de emisiones de metano en el mundo.

Sin embargo, en Europa existe una ley que limita el crecimiento de los rellenos sanitarios en los países miembros de la Unión Europea. Por lo que se prevé que en los próximos años estos desaparezcan, y crezcan primero las plantas de incineración con generación de energía y posteriormente las plantas de gasificación. Así como una paralela mayor actividad de reciclamiento.

Citando tres ejemplos en el contexto internacional en E.E. U.U, el 8% de sus residuos es incinerado, contando con 750 plantas de incineración con capacidad de 29 millones de toneladas/año; 7% es enviado a compostaje, 20% reciclado y 65% enviado a rellenos sanitarios. En China, el 2% de sus residuos es incinerado, 70% enviado a rellenos sanitarios, 20% a compostaje y 10% no definido. Canadá envía a 47 rellenos sanitarios el 97% de sus residuos sólidos urbanos y el resto lo envía a 7 plantas principales de tratamiento termoquímico. De las cuales, 4 plantas de incineración con capacidad de 25 ton/día generando aproximadamente 5.23 PJ de energía. De este total, 2.75 PJ son vendidos en forma de electricidad, vapor o agua caliente. Estos 3 países ocupan el primer, segundo y cuarto lugar respectivamente de emisiones de metano a la atmósfera mundial por el manejo de sus residuos sólidos urbanos.

Se estima que por cada tonelada de desechos tratada mediante incineración, el rendimiento oscila entre 250 y 750 KWh. Siendo que, 1 tonelada de desechos sólidos tratada mediante gasificación, corresponde a un rendimiento de 600 KWh. Por otra parte se estima que por cada tonelada de residuos sólidos depositados en el relleno sanitario se generan 100 m³ de metano. De los sistemas actuales, se puede esperar un rendimiento de energía eléctrica a partir de la basura confinada en rellenos sanitarios de 100 a 200 KWh por tonelada de basura. Por ello, se estima un potencial de 2.5 GWh provenientes del biogás de los rellenos sanitarios en México.

Por otra parte, los combustibles que se utilizan para generar energía eléctrica en México, son únicamente los combustibles fósiles en plantas generadoras aportando el 73.3%. De esta capacidad, las centrales eléctricas que utilizan gas natural aportan 39% de la capacidad total de energía eléctrica para servicio público. Mientras que la capacidad con base en combustóleo se ubica en 25% respecto al total instalado, seguido de los hidrocarburos líquidos y petrolíferos con el 19%. Dicho consumo de combustibles, contribuye con el 10% aproximadamente de las emisiones de CO₂ totales de Norteamérica, con 444 millones de toneladas de bióxido de carbono a la atmósfera.

La tecnología de combustión es la mayor fuente de emisión de gases GEI, principalmente si los combustibles son el carbón o el carbón mezclado con biomasa con 2.7×10^{-7} y 2.5×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e respectivamente. Si la combustión se realiza con residuos sólidos la emisión es de 1.3×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e. Sin embargo resulta ser la tecnología más económica con un costo de $\$8.33 \times 10^{-6}$ usd/KJ_e, para el tratamiento de los residuos sólidos urbanos.

La tecnología de gasificación tiene una disminución de emisiones con respecto a la combustión de residuos sólidos con 4.9×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ, siempre y cuando se trate de la tecnología de gasificación y ciclo combinado. Y como pasa en la combustión, cuando hay alimentación dual de combustible de biomasa y carbón hay una disminución de emisiones con respecto a la gasificación del carbón con 1.02×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e y 2.2×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, respectivamente. Su costo de generación es de $\$1.0 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e.

La pirólisis de los residuos orgánicos, es la tecnología con menores emisiones de todas las tecnologías estudiadas, con 1.2×10^{-9} ton eq CO₂ /KJ_e, pero debe considerarse que la planta debe producir aceite pirolítico y ser autosuficiente. Es decir, que tanto la producción del aceite pirolítico como la generación eléctrica debe realizarse in situ. Por tanto, el combustible no debe requerir transporte hacia la planta de generación eléctrica. Cuando la alimentación es dual en una planta convencional de combustible fósil como el carbón, las emisiones aumentan a 4.6×10^{-8} tonCO₂ eq /KJ_e. Cuando la pirólisis se alimenta con residuos sólidos urbanos la emisión de GEI aumenta a 1.2×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, y presenta un costo de generación con $\$1.1 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e.

Con respecto a la tecnología de conversión bioquímica, la digestión es llevada a cabo tanto en reactores cerrados y controlados, como en los rellenos sanitarios. La digestión en rellenos sanitarios emite la misma cantidad de GEI, que la combustión del combustóleo, con 2.0×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e. Mientras que la digestión de desechos sólidos urbanos en reactores tiene una disminución en sus emisiones con 9.0×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e. Con respecto a los costos, para digestores con capacidades de hasta 10,000 m³, el costo de generación oscila en $\$5.5 \times 10^{-6}$ usd/KJ_e. Sin embargo, si la capacidad del digestor disminuye a 100 m³, el costo se incrementa a $\$5.0 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e. Otro factor que influye en el costo, es el transporte de la biomasa, si la biomasa son desechos o aguas residuales el costo de entrega es de $\$1$ usd/GJ.

Por otra parte, la Secretaría de Energía tiene un programa de expansión al año 2025 de 6,899 MW. En el que agrupa diversas opciones tecnológicas para la expansión del sistema de generación, con la importante característica de tratarse de una canasta tecnológica. Con esto produciría niveles de emisiones de CO₂ prácticamente nulos. Las tecnologías posibles que está tomando en consideración son: Gasificación, ciclo combinado, importación, carboeléctrica, nucleoeléctrica y la combustión interna.

Si se toma en cuenta que hasta ahora los combustibles de mayor uso en México para producción son los combustibles fósiles, la opción más viable para llevar a cabo el proyecto de expansión se llevaría a cabo con la gasificación de combustible dual carbon y biomasa. Puesto que, tiene emisiones del orden de los 1.02×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e, ya que dichos gasificadores funcionan con un rango del 10 al 15% de biomasa y 90% de combustible convencional, a comparación de la combustión dual que tiene emisiones

de 2.5×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e. Inclusive tomando en cuenta que el gas natural es el combustible más utilizado en la generación eléctrica y sabiendo que tiene una emisión menor a la del carbón de 1.6×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e, se podría proponer también la alimentación dual de gas natural y biomasa, y se conseguiría una emisión por debajo de la emisión dual del carbón y biomasa, con 1.49×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e.

El poder calorífico de cada producto obtenido de las diversas tecnologías varía en un rango de los 4-6 MJ/m³ del gas obtenido en la gasificación con una atmósfera de oxidación de aire y de 10-15 MJ/m³ cuando la atmósfera de gasificación es con oxígeno. El poder calorífico del aceite obtenido de la pirólisis de los residuos sólidos urbanos es de 24.4 MJ/Kg y de 42 MJ/Kg, si el aceite proviene de las llantas. El poder calorífico del gas obtenido de la pirólisis de los residuos sólidos urbanos es de 18 MJ/m³ y el gas de la pirólisis de las llantas es de 40 MJ/Kg. Por otro lado, el metano contenido en el gas de los digestores puede variar entre el 50% y 75%, lo cual afecta directamente el poder calorífico desde los 20 a los 25 MJ/m³.

En la Tabla 7.1 se puede observar los diversos poderes caloríficos de los combustibles analizados y de los posibles combustibles obtenidos de cada proceso. Se puede concluir que el poder calorífico que se obtiene del carbón, se puede obtener también del aceite pirolítico de los residuos sólidos. También se observa, que el poder calorífico del combustóleo se puede conseguir también del aceite y gas pirolítico proveniente de las llantas. Mientras que el biogás tiene un poder calorífico cercano al del gas natural, inclusive el biogás se puede conducir por los mismos ductos que el gas natural.

Tabla 7.1 Comparativo de poderes caloríficos de los productos obtenidos de la gasificación y pirólisis con diversos tipos de combustibles

	Poder calorífico	Combustibles	Poder calorífico
GASIFICACIÓN		Gas natural	37 MJ/m ³
Gasificación con aire	4-6 MJ/m ³	Carbón	25 MJ/Kg
Gasificación con oxígeno	10-15 MJ/m ³	Combustóleo	46 MJ/Kg
PIRÓLISIS		Desechos orgánicos	13 MJ/Kg
Aceite (R.S.U)	24.4 MJ/Kg	Biogás	20 MJ/m ³
Aceite (biomasa)	24.7 MJ/Kg	D.V.M	17MJ/Kg
Aceite (llantas)	42.0 MJ/Kg	Madera	12.9-16 MJ/Kg
Gas (R.S.U)	18 MJ/m ³	R.S.U	8-12 MJ/Kg
Gas(llantas)	40 MJ/m ³	Carbohidratos	11 MJ/Kg
Residuos de la pirólisis (R.S.U)	19 MJ/Kg	Grasas	30 MJ/Kg

De las 4 tecnologías estudiadas, tanto la digestión en rellenos sanitarios, con costo de $\$8.3 \times 10^{-6}$ usd/KJ_e y la gasificación con un costo de $\$1.1 \times 10^{-5}$ usd/KJ_e, son las mejores tecnologías para el tratamiento de los residuos. La gasificación de residuos resulta ser la menos contaminante con 4.9×10^{-8} tonCO₂ eq/KJ_e, en tanto que la digestión en rellenos emite 2.0×10^{-7} tonCO₂ eq/KJ_e. Sin embargo, los rellenos se encuentran instalados actualmente en México y plantas de gasificación no existen aún operando actualmente. Por lo que restaría explotar el potencial de cada relleno sanitario.

Bibliografía

Abbas, T., Costem, PG. y Lockwood, F. 1996. Solid fuel utilization: from coal to biomass. En: 26th symposium (international) on combustion, The Combustion Institute, PA. p 3041–58. Pittsburgh, California, E.E. U.U.

ADEME, 2007. Life Cycle Assessment of different uses of biogas from anaerobic digestion of separately collected biodegradable waste in France. Proyecto realizado por Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie. Francia.

Albriton, D. y Meira, L. 2001. Technical Summary: A report accepted by Working Group 1of the IPCC. Cambridge, Inglaterra.

Bain, R. y Craig, K. 1997. Gasification based biomass in renewable energy technology characterizations. Ed. Electric Power Research Institute. E.E. U.U.

Bajgain, S., Shakya, I. y Mendis, M. 2005. The Nepal Biogas Support Program: a successful model of public private partnership for rural household energy supply. Reporte preparado por Biogas Support Program Nepal. Kathmandu, Nepal: Vision Press P. Ltd. Nepal. India.

Basu, P. 2006. Combustion and gasification in fluidized beds. Ed taylor & Francis Group. Boca Raton, Florida, E.E U.U.

Bhatti, J., Lai, R., Apps, M. y Price, M. 2006. Climate change and managed ecosystems. Ed taylor & Francis Group. Boca Raton, Florida, E.E. U.U.

BSP, 2006. Support Program. Final report on biogas program Phase III, March 1997–June 2003. Kathmandu, Nepal, India.

Carpentieri, M., Corti, A. y Lombarda, L. 2005. Life cycle assessment o fan integrated biomasa gasification combines cycle with CO₂ removal. *Energy conversion and management*. 46:1790-1808.

Concheiro, A. y Viqueira, L. 1985. Alternativas energéticas. Ed. Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México.

CRE, 2005. 10 Años de Regulación Energética en México. Publicación de la Comisión Reguladora de Energía. México, D.F., México.

CRE, 2011. Energías Renovables y Cogeneración Eficiente en México: Indicadores de eficiencia energética en México. Publicación de la Comisión Reguladora de Energía. México, D.F., México.

Dahal, C. 2005. Impact of biogas on household activities in rural communities of Tanahun district, Nepal. Report submitted to Biogas Support Program. Nepal, India.

DOF, 2009. Programa especial para el aprovechamiento de energías renovables. México, D.F., México.

EC, 2003. Biogas users survey, 2003: Final report. Alternative. Energy Promotion Centre, Nepal Government, Kathmandu, Nepal. East Consult. Report submitted to the Biogas Support Program. Nepal, India.

- EcoSecurities, 2006. Granjas Carroll México (GCM): Project design document. United Nations Framework Convention on Climate Change. México, D.F., México.
- EIA, 2009. Electric power: From EIA-923 "Power plant operations report". Publicación de Energy Information Administration. E.E. U.U.
- EIA, 2010. Country analysis briefs. Mexico energy data, statics and analysis-oil, gas, electricity, coal. Publicación de la Energy Information Administration. E.E. U.U.
- EIA, 2011. Trends in Renewable Energy Consumption and Electricity 2009. Publicación de Energy Information Administration. Washington, E.E. U.U.
- EPA, 2002. Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2000. Publicación de Office of Atmospheric Programs. Washington, D.C. E.E. U.U.
- Fan, J., Kalnes, T., Alward, M., Klinger, J. y Sadehvandi. 2010. Life cycle assessment of electricity generation using fast pirolysis bio-oil. **Renewable Energy**. 36:632-641.
- FAO, 1993. El gas de madera como combustible para motores. Vol. 72. Publicación de Food and Agriculture Organization. Roma, Italia.
- Fenhann, J. 2007. MDL project pipeline. Publicación del United Nations Enviroment Programme Riso Center. California, E.E. U.U.
- Gavaldon, H. 2007. Ag Cert engineer. Veracruz, México.
- Ghilardi, A., Riegelhaupt, E. y Saldaña, R. 2005. Los recursos bioenergéticos en México. Ed. Mundiprensa. México, D.F., México.
- GTC, 2009. Gasification: Redefining clean energy. Publicación de la Gasification Technology Council. Arlington, Virginia, E.E. U.U.
- GTC, 2010. Gasification: Redefining clean energy. Publicación de Gasification Technology Council. Arlington, Virginia, E.E. U.U.
- Guillén, O. 2004. Energías renovables: Una perspectiva ingenieril. Ed. Trillas. México, D.F., México.
- Guo, X., Niu, S., Li, G. y Wang, H. 2006. Estimate on the eco-economic benefits of rural energy sources construction and de-farming and reforestation. **China Population Resources and Environment**. 16(3):98-102.
- Hardí, R., Wright, P., Gribbin, J. y Kington. 1986. El libro del clima, vol. III. Ed. Orbis. Barcelona, España.
- Heaven, D. 2001. What is gasification?. En: Taller sobre gasificación por la Gasification Techonologies Council. Tampa, Florida, E.E. U.U.
- Huettner, D. 1976. Net energy analysis: an aeconomic assesstment. **Science**. 192(4235):101-104.
- IEA, 2007a. World Energy Outlook 2007. OECD/IEA. Publicación de la Internacional Energy Association. París, Francia.

- IEA 2007b. Potential contribution of bioenergy to the worlds future energy demand. OECD/IEA bioenergy.Publicación de la International Energy Association. París, Francia.
- IEA, 2008. Energy technology perspectives. Scenarios and strategies to 2050. Publicación de la Internacional Energy Association. París, Francia.
- IEA, 2009a. Integrating Energy Recovery into Solid Waste Management Systems. Publicación de la Internacional Energy Association. París, Francia.
- IEA, 2009b. Energy balances of OECD conuntries. Publicación de la Internacional Energy Association. París, Francia.
- IEA, 2009c. Energy statistics of OECD countries. París, Francia.
- IEA, 2009d. Renewables information. Publicación de la Internacional Energy Association. París, Francia.
- IEA, 2009e. World energy Outlook 2009. Publicación de la Internacional Energy Association. París, Francia.
- INEGI, 2010. Cuentame de México. Publicación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D.F., México.
- IPCC, 1996. Climate change 1995: The Scientific Basis. Group 1, 2nd Assesment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.. Cambridge: WMO-UNEP. Cambridge University Press. Inglaterra.
- IPCC, 2001. Climate change 2001: The Scientific Basis. Contribution of working Group 1 to the Third Assesment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Thechnical Summary. Cambridge: WMO-UNEP. Cambridge University Press. Inglaterra.
- Kefa, D. 2003. Advance in the thermal treatment of municipal solid waste in China. Ed. Institute for Thermal Power Engineering. Zhejiang University.China.
- Khoo, H., Lim, T. y Tan, R. 2009. Food waste conversion options in Singapore: Environmental impacts based on a LCA perspective. **Science of the total environment**. 11640:1-7.
- Klein, A. 2002. Gasification and alternative process for energy recovery and disposal of municipal solid wastes. Ed. Columbia University. E.E. U.U.
- Landa, J. 2007. Granjas Carroll engineer and construction supervisor. Veracruz, México.
- López, J., Vidal, F. y Pereira J. 1975. Basura Urbana recogida, eliminación y reciclaje. Ed. editores técnicos y asociados. Barcelona, España.
- Mann, M. y Spath, P. 2001. A life cycle assessment of biomasa cofiring in a coal fired power plant. **Clean and processes**. 3:81-91.
- Martínez, J. y Fernández, A. 2004. Cambio climático: una visión desde México. Ed. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F., México.
- MOES, 2006. Implementation of the UN convention to combat desertification. Third national report, presentado por el Ministry of Education and Sports. Uganda.

- Mortimer, D. 1991. Energy analysis of renewable energy resources. *Energy Policy*. 19(4):374-381.
- Murphy, J. 2006. A technical, economic, and environmental analysis of energy production from newspaper in Ireland. *Waste Manage* 4(2007): 124-130.
- Pandey, M. 1984. Domestic smoke pollution and chronic bronchitis in a rural community of the hill region of Nepal. *Thorax*. 39:337-339.
- Pérez, J. 2007. Farm doctor for Socorro Romero Sanchez farms. Puebla, México.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G. y Rydberg, T. 2004. Life cycle assessment, part 1. Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment Internacional*. 30:701-720.
- SAGARPA. 2008. Programa de producción sustentable de insumos para bioenergéticos y desarrollo científico 2009-2012. Publicación de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México, D.F., México.
- Sarkar, S. 2009. Fuels and combustión. Universities: CRC. Hyderabad. India.
- Schiffer, I. y González-Macías, C. 2005. La tierra tiene fiebre. Ed. FCE, SEP, CONACyT y CAB. México D.F., México.
- Seinfeld, J. y Pandis, S. 1998. Atmospheric Chemistry and Physics From Air Pollution to Climate Change. Ed. John Wiley and Sons. Nueva York, E.E. U.U.
- SEMARNAT, 2001. Minimización y manejo ambiental de los residuos sólidos. Publicación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.
- SEMARNAT, 2006a. El medio ambiente en México 2005 en resumen. Publicación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.
- SEMARNAT, 2006b. Una propuesta para la gestión ambiental municipal de los residuos sólidos. Publicación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.
- SEMARNAT, 2006c. Inventario de residuos sólidos del Distrito Federal 2006. Publicación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.
- SEMARNAT, 2008a. Informe de la situación del medioambiente en México. Publicación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales México, D.F., México.
- SEMARNAT, 2008b. Inventario de residuos sólidos 2008. Publicación de la Secretaría del Medio ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.
- SEMARNAT, 2009a. Cambio climático. Ciencia, evidencia y acciones. Publicación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.
- SEMARNAT, 2009b. El medio ambiente en México en resumen. Publicación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México.
- SENER, 1992. Ley del Servicio Público de Energía Eléctrica. Artículo 3. Publicación de la Secretaría de Energía. México, D.F., México.

- SENER, 2007. Prospectiva del sector eléctrico 2007-2016. Publicación de la Secretaría de Energía. México, D.F., México.
- SENER, 2009. Balance Nacional de energía 2008. Publicación de la Secretaría de Energía. México, D.F., México
- SENER, 2010. Prospectiva del sector eléctrico 2010-2025. Publicación de la Secretaría de Energía. México, D.F., México.
- Shin, H. y Park, J. 2005. Environmental and economic assessment of landfill gas electricity generation in Korea using LEAP model. Publicación de United Nations Framework Convention on Climate Change. Seúl, Corea.
- Shumaker, G., George, A., Luke, A. y McKissick, J. 2009. The economic feasibility of using Georgia Biomasa for electrical energy production. *Journal of agribusiness*. 27(1/2):125-136.
- Sims, R. 2002. The brilliance of bioenergy. Ed. James & James. Londres, Inglaterra.
- Sipilä, K. 2002. Municipal and commercial solid waste for pyrolysis (oils) and gasification markets; VTT Processes. PGBW- Expert meeting in Strasbourg. Finlandia.
- Sorensen, B. 1994. Life cycle assessment of renewable energy systems. *Renewable energy*. 5(2):1270-1277.
- Themelis, N. 2002. Energy recovery from New York City solid wastes ISWA. *Journal waste management and research*. 20:223-233.
- Themelis, N. 2003. An overview of the global waste-to-energy industry. *Waste management world review sigue*. pp 40-47.
- Trejo, R. 1999. Procesamiento de la basura urbana. Ed. Trillas. México, D.F., México
- UNDP, 2006. Simplified procedures for small-scale projects MDL. Publicación de United Nations Development Programme. E.E. U.U.
- Van der Brock, R. 1998. Electricidad a partir de eucalipto y bagazo en ingenios azucareros de Nicaragua. Publicación de Food and Agriculture of the United Nations. Roma, Italia.
- Varun, Bhat, I. y Prakash, R. 2008. Life cycle analysis of renewable energy for electricity generation systems. *Renewable and sustainable Energy Reviews*. 13:1067-1073.
- VTT, 2007. *Bioenergy Technology Review, Internal Report for IEA*, VTT Technical Research Institute of Finland. Edita Prima. Helsinki, Finlandia.
- Wagner, J. 2007. Life cycle assessment of renewable energies, energy security, climate change and sustainable development. Anamaya Publishers. Nueva Delhi, India.
- WCED, 1987. Report of World Commission on Environment and Development. En: Our Common Future, Chapter 2: Towards Sustainable Development A42/427. Génova, Suiza
- Williams, T. 2005. Waste Treatment and Disposal. Ed. John Willey & Sons, Ltd. West Sussex, Inglaterra.

Wirawat, C. y Shabbir G. 2006. Life cycle assessment of MSW to energy schemes in Thailand. **Journal Cleaner Production**. 3:1463-1469.

Zaman, A. 2010. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using Life Cycle Assessment method. **Environ sci tech**. 7(2):225-234.

ANEXO A. OTROS PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN DE LA BIOMASA

A.1 Fermentación

A.1.1 Análisis técnico

El etanol es un alcohol empleado como combustible en sustitución de la gasolina o mezclado con ella y como insumo en la obtención de productos químicos (vitaminas, antibióticos, solventes y otros). El etanol puede obtenerse a partir del etileno, el que a su vez se obtiene de hidrocarburos. Es posible también producir a partir de la fermentación de biomasa rica en azúcares o almidones, tal como la remolacha, la mandioca, el sorgo, el maíz, el trigo, la caña de azúcar, biomasa lignocelulósica, como se aprecia en la figura A.1 y subproductos, como se ha realizado efectivamente desde hace varios siglos.

Dado que los sustratos son a su vez productos alimenticios, pueden provocarse conflictos importantes si son explotados masivamente con propósitos energéticos sin previo análisis cuidadoso de las consecuencias que esto puede acarrear. El etanol se obtiene a través de dos procesos: a) Hidrólisis (obtención de glucosa): extrayendo azúcares al convertir almidones y celulosa en glucosa y eliminando partículas sólidas; el proceso de hidrólisis puede ser químico (hidrólisis ácida) o enzimático (hidrólisis de enzimas), y b) fermentación: convirtiendo, mediante levadura, la glucosa en etanol, bióxido de carbono y vinaza, un subproducto no fermentable que también puede emplearse como combustible, como materia prima para la biometación o si contiene proteínas, como suplemento alimenticio para animales.

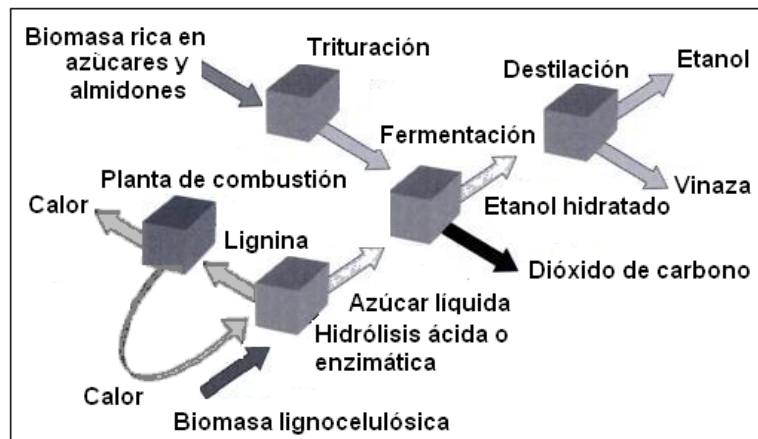


Figura A.1 Producción de etanol (Sims, 2002)

La caña de azúcar, el sorgo dulce, las frutas y la remolacha son los cultivos más fácilmente convertibles en etanol; los azúcares base de la fermentación se obtiene con pretratamiento suaves (sin requerirse en ocasiones el proceso de hidrólisis), tales como prensado, corte, o lavado. Los cultivos ricos en almidones (patata, maíz, cereales, mandioca, etc.) generalmente se aplastan o remuelen, antes de ser fermentados, se les agrega agua y se cocinan para incrementar su área superficial y convertir en una gelatina al sustrato de almidones. Cuando la mezcla resultante se enfría, se hidroliza enzimáticamente (usualmente con α y β -amilasa o malta de cebada). Los métodos de pretratamiento e hidrólisis de materiales celulósicos incluyen dilución o pretratamiento ácidos, henchido alcalino, aplicación de vapor, congelamiento, irradiación y granulado mecánico, algunos métodos incluyen tratamientos tanto físicos como químicos.

La hidrólisis enzimática es preferida a la hidrólisis ácida por no requerir equipos resistentes a la corrosión (y por ello más caros) por permitir una supervisión menos estricta de las condiciones del

proceso, tener un factor de conversión cercano al 90 % comparado con alrededor de un 50 % en la hidrólisis ácida, y por no ser un proceso intensivo de energía. Al concluir el proceso de fermentación las células de levaduras se separan del líquido del producto, dejando una mezcla de etanol, agua y pequeñas cantidades de alcoholes de más alto grado y éter.

Las concentraciones de etanol obtenidas de la fermentación son del orden de un 15 % en volumen. Si se desea etanol puro o concentraciones volumétricas mayores es necesario un tercer paso adicional de destilación, que requiere cantidades importantes de energía. En esta destilación se emplea uno de los siguientes dos métodos básicos: a) Vaporización de la mezcla de etanol/agua sin reflujo (destilación "por flasheo"), o b) Destilación continua con reflujo (rectificación).

Cualquiera que sea el proceso de destilación empleado, la concentración máxima de etanol obtenible es de un 95.6 % (mezcla llamada azeotrópica). Si se requiere etanol puro, debe emplearse un proceso químico adicional para romper el azeotropo. El nivel de pH de los procesos de fermentación varía entre 4 y 6 la temperatura entre 18 y 21 °C. Se han propuesto también procesos que operan en el rango termofílico. En la figura A.2 se muestran los diagramas de flujo correspondientes a dos procesos de producción de alcohol etílico a partir de la caña de azúcar. En los procesos de fermentación una libra de sacarosa (7,480 kJ o 7.090 Btu) produce unas 0.51 libras de etanol (6,500 kJ o 6,210 Btu), obteniéndose así una eficiencia de conversión ligeramente superior al 85 %.

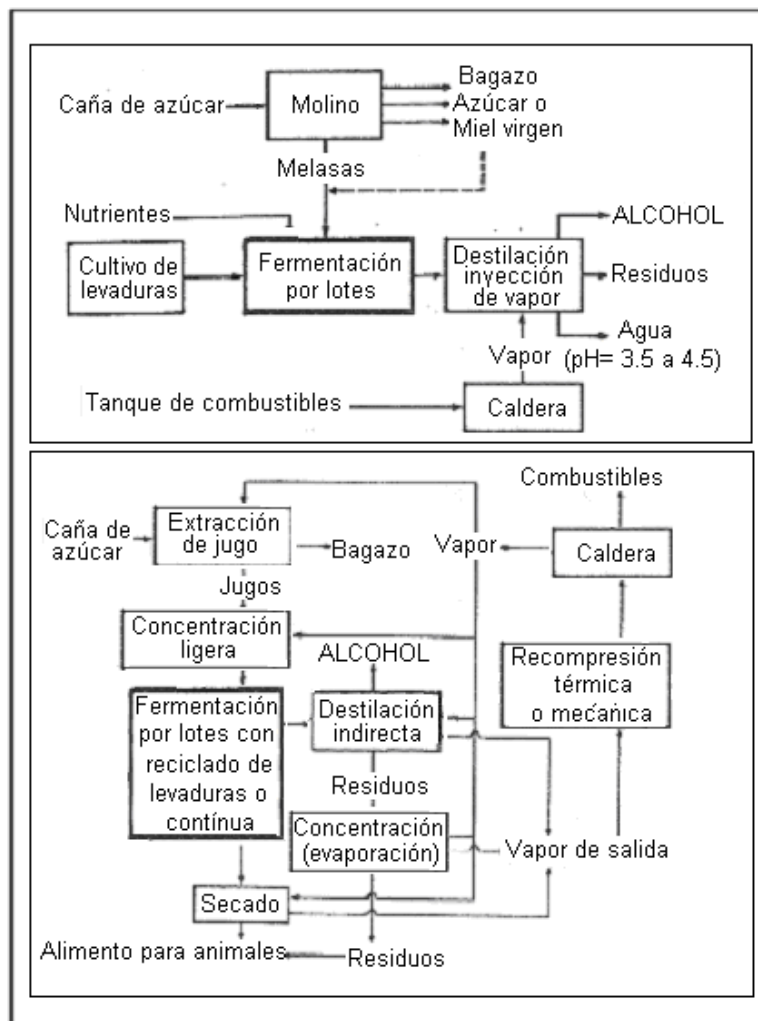


Figura A.2 Procesos de producción de alcohol modificada (Concheiro y Viqueira, 1985)

La fermentación, destilación y secado requieren entre 6 y 6.6×10^6 kJ/ton para producir 5.9×10^6 kJ en etanol. Aunque los requerimientos de energía del proceso son superiores al contenido energético del producto, la energía requerida es calor a bajas y medianas temperaturas y puede proporcionarse con los residuos del bagazo. En la fermentación de otros productos como el maíz por ejemplo, la situación es más desfavorable.

A.1.2 Análisis ambiental en el proceso de fermentación

Larson (2006), realizó un estudio del análisis de ciclo de vida de los sistemas de bio-combustibles líquidos, para el sector de transporte. Los resultados se enfocaron en los impactos que la producción y el uso de los bio-combustibles, pueden tener en las emisiones de gases de efecto invernadero, en relación a las emisiones generadas por el uso de los combustibles convencionales basados en el petróleo.

El bioetanol, E100, E85, E10, etil tetrabutil éter o ETBE, proviene de granos o semillas: maíz, trigo, papas. El bioetanol (E100, E85, E10, ETBE) de cañas de azúcar, remolacha. También se conocen los biocombustibles de segunda generación como el bioetanol (E100, E85, E10 y ETBE) provenientes de biomasa lignocelulósica: Pajas de trigo y pasto para alimento de animales. En la Figura A.3, se muestran los resultados generados del análisis del ciclo de vida llevado a cabo como un estudio mayor (Concawe, 2004), y muestra un rango de reducciones en los gases de efecto invernadero, por vehículo, por kilómetro (v-Km) para el CME (colza metil éster) comparado con el combustible diesel (por el cual el CME puede sustituir) desde el 16% hasta el 63%. El rango de reducción indicado para el combustible proveniente de semillas de soja (SME) es de 45% a 75%. El rango para el etanol proveniente de la remolacha, es un tanto menor. El rango para el etanol proveniente del trigo muestra un beneficio desde el 38% en las emisiones de gases de efecto invernadero por v-Km hasta un 10% por arriba de la gasolina.

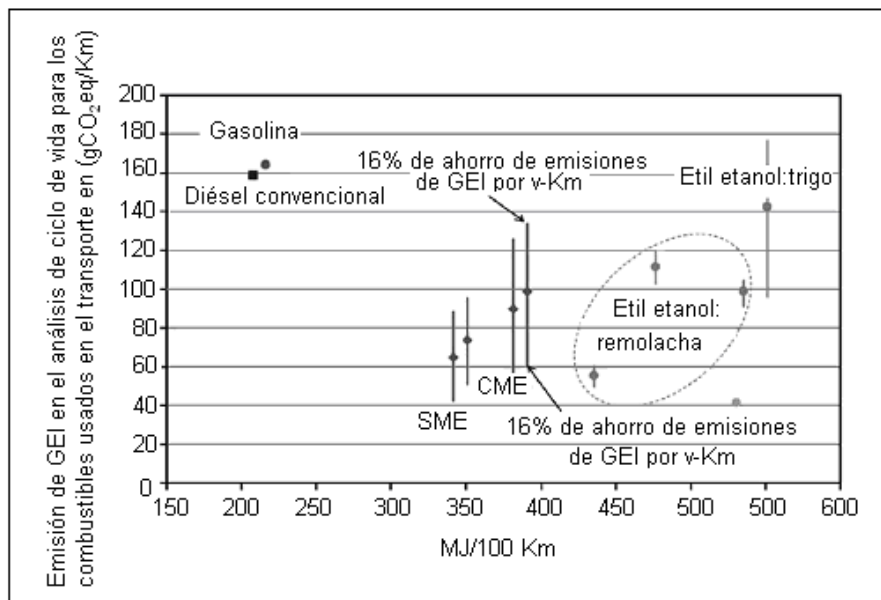


Figura A.3 Análisis de ciclo de vida de los requerimientos energéticos y emisión de GEI para modos convencionales de biocombustible comparados con los modos de gasolina y diésel (Concawe, 2004)

En la Figura A.4, se muestran los resultados para cada uno de los diversos biocombustibles mostrando un gran rango de ahorro por Kilómetro sobre el uso de los combustibles fósiles (Quirin y col., 2004)

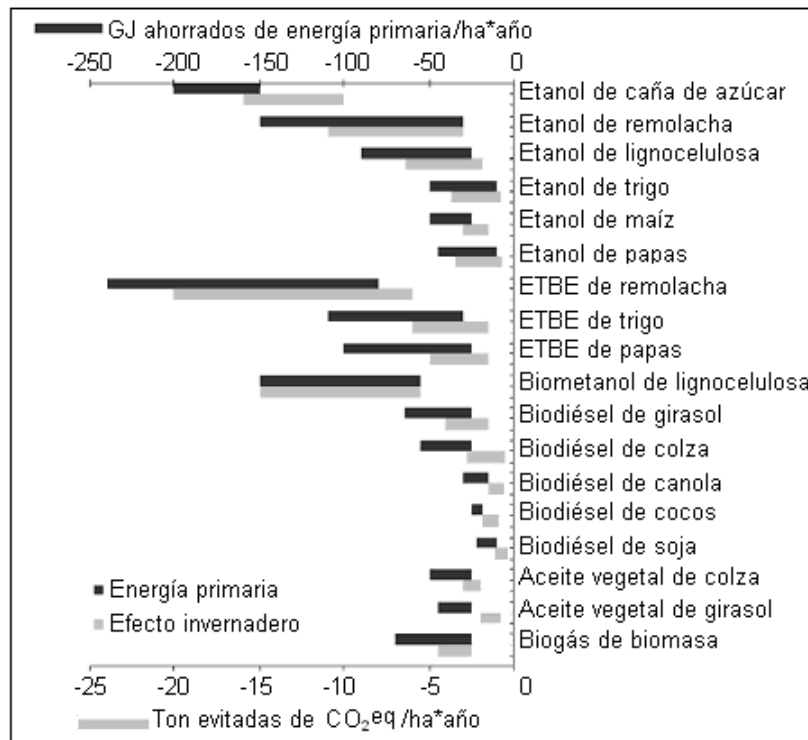


Figura. A.4 Ahorros en energía por hectárea por año en la energía primaria fósil y en emisiones de GEI (Quirin y col., 2004)

Si se considera por ejemplo, las dimensiones de tierra para los diversos biocombustibles, hay una clara correlación entre la energía producida de biocombustible (GJ) por hectárea por año y vehículo-Km recorrido por hectárea por año (Elsayed y col., 2003) como se aprecia en la Figura A.5. Sin embargo las emisiones evitadas por hectárea no aparecen correlacionadas con las emisiones evitadas por vehículo-Km como se ve en la Figura A.6. En esta comparación particular, el etanol hecho de remolacha evita cercanamente las emisiones de GEI por hectárea, y aún así entrega los niveles más altos de servicio de transporte (v-Km) por hectárea.

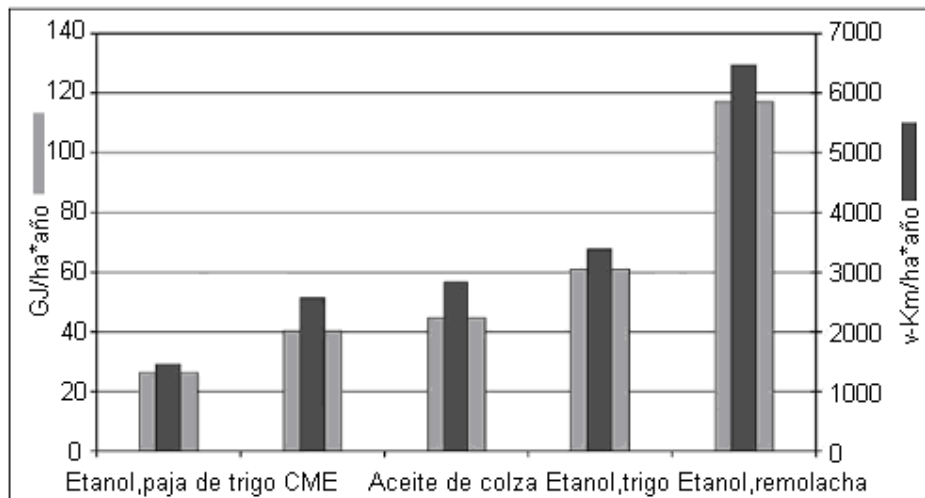


Figura A.5 Producción de bio-combustible y V-Km recorrido por hectárea de tierra utilizada para cosechar biomasa (Elsayed y col., 2003)

La falta de enfoque en la eficiencia del uso de la tierra, se debe en parte al enfoque que se ha tenido en los combustibles convencionales, éstos es, aquellos derivados de granos o semillas de biomasa. Las cosechas son generalmente bien conocidas para ciertas zonas geográficas y prácticas agronómicas para la colza, maíz, trigo, otros granos y cultivos de semillas y estos valores tienden a ser usados como entradas manipuladas en los análisis de ciclo de vida. La Figura A.7, muestra los resultados de un análisis simplificado emisiones evitadas de GEI por hectárea por año como una función de las cosechas de biomasa para los diferentes caminos de producción de bioetanol.

Las cantidades de maíz y de etanol celulósico están basadas en los balances de GEI desarrollados por Wang y col. (1999). Los estimados de reducción de GEI por GJ de etanol producido, junto con las proyecciones del futuro de la cosecha del pasto alimento de animales conocido como pasturas. Los resultados de la caña de azúcar provienen de Macedo y col. (2004). La cosecha de biomasa en el caso del maíz y caña de azúcar se refieren a granos y tallos molidos, respectivamente. Adicionalmente se producen residuos de biomasa en ambos casos, pero no son usados en la producción de biocombustibles.

Los análisis de ciclo de vida típicamente definen sus límites, para incluir las actividades tempranas, como por ejemplo, el cultivo y transporte de la biomasa, así como los procesos involucrados en la conversión de la biomasa a biocombustible, y en la mayoría de los casos, la entrega del combustible a los vehículos y el consumo del combustible en el vehículo. Hay muchas suposiciones de entrada requeridas para modelar este ciclo de vida completamente, pero hay 4 parámetros de entrada que aparecen para introducir las mayores variaciones e incertidumbres en lo relacionado al resultado de los análisis de ciclo de vida de los GEI: 1) Las especies activas incluidas en las emisiones equivalentes de GEI, 2) Las suposiciones acerca de las emisiones de N₂O, 3) El método asignado al crédito de los co-productos. 4) La dinámica del carbón en la tierra.

La mayoría de los modelos de análisis de ciclo de vida no incluyen los impactos de las emisiones indirectas, las cuales pueden ser significativas. Por ejemplo, de acuerdo a un estimado preliminar por Delucchi (2005), el impacto de incluir todo el NO_x, considerándolo solo; (dejando de lado otros efectos indirectos) cambiarían los estimados de emisiones de GEI desde un 3% hasta un 5% relativo a la consideración que considera solo las emisiones directas de GEI. Los aerosoles también son emitidos por los ciclos de combustible para transporte. Por ejemplo, los motores diésel emiten hollín, llamado también carbón negro.

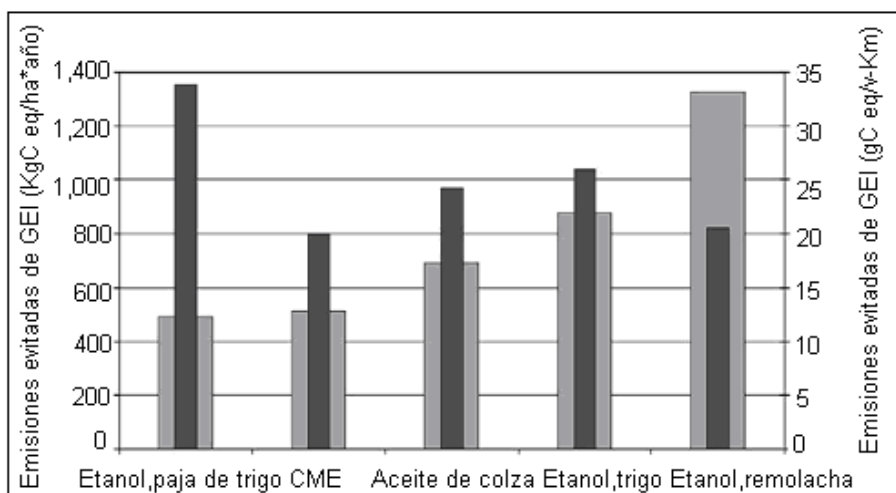


Figura A.6 Emisiones evitadas de GEI/ ha*a y por v-Km de servicios de transporte de diversos bio-combustibles (Elsayed y col., 2003)

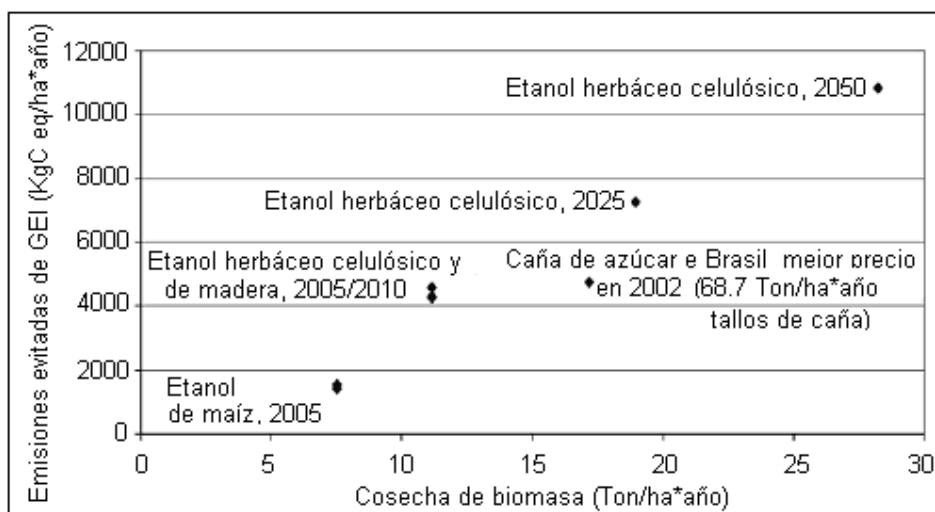


Figura A.7 Emisiones evitadas de GEI como función de las cosechas de biomasa para la producción de bio-etanol (Wang y col., 1999; Greene, 2004; Macedo y col., 2004)

Los aerosoles, tienen impactos directos en el clima pero no son considerados típicamente en la mayoría de los análisis de ciclo de vida, debido en parte, a incertidumbres sobre evaluaciones apropiadas. Los aerosoles reflectivos, como los sulfatos, tienen un impacto de enfriamiento. Los aerosoles absorbentes, como el carbón negro, tienen un impacto de calentamiento. El carbón negro podría ser de especial importancia en el análisis de ciclo de vida, debido a su alto potencial de calentamiento global por unidad de masa (PCG). En una escala relativa de PCG, con el CO₂ teniendo un potencial de calentamiento de 1, el PCG del carbón negro es estimado a ser 680 considerando un marco de tiempo de 100 años y de 2,200 considerando un horizonte de 20 años (Bond y Sun, 2005).

Otra variable importante, y la que probablemente es la más incierta, debido al número de parámetros que pueden afectar su valor, es la contribución a las emisiones netas de GEI del N₂O, la que involucra desde la aplicación de fertilizante de nitrógeno, y la descomposición de la hojarasca. Las emisiones actuales de los campos, dependen del tipo de tierra, clima, cosecha, método de labranza, y la constancia con que se aplique el fertilizante y estiércol. La contribución del N₂O a las emisiones totales de GEI puede ser significativa (Tabla A.1).

Tabla A.1 Contribución de las emisiones directas al ACV de las emisiones de GEI (Elsayed y col., 2003)

Bio-combustible	Emisiones de GEI (KgCO ₂ eq/GJ)			
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Total
Colza metil éster	25	0.69	15	40.7
Etanol de remolacha	34	0.32	5.6	39.9
Etanol de trigo	24	0.69	3.7	28.4
Etanol de paja de trigo	0	-0.59	13.3	12.7
Aceite puro de semilla de colza	15	0.49	14.3	29.8

A.1.3 Análisis económico en el proceso de fermentación

La conversión de los materiales celulósicos usando la hidrólisis enzimática está siendo evaluada en una planta piloto de 1 tonelada/día, y pronto se encontrará en la fase de producción. La primera planta comercial de etanol producido por biomasa lignocelulósica se encontrará en operación dentro de algunos años. Actividades recientes tales como los que realiza el Laboratorio Nacional de Energía Renovable, a lo largo de los últimos 20 años, se han desarrollado nuevas tecnologías para convertir los

materiales lignocelulósicos tales como el bagazo, las cáscaras de arroz, los DVM, y la paja en etanol. Sin embargo como consecuencia, de los ácidos adicionales o el proceso de hidrólisis enzimática, necesarios para convertir primero la celulosa en azúcares libres, el proceso es aún poco competitivo con la producción de bioetanol a partir de los almidones y los cultivos relativos a la industria azucarera.

Diversas tecnologías se han ido desarrollando y evaluado, varias enzimas provenientes de hongos se han aislado por compañías comerciales en E.E. U.U, tales como Genencor Internacional y Dyadic Internacional. El objetivo es reducir los costos de producción de etanol, que actualmente es de aproximadamente 7-8 ¢usd/litro a 1 ¢usd/litro (Sims, 2002). Los avances en la ingeniería genética de las enzimas y bacterias, están realizando los procesos de conversión más productivos, por ende el objetivo se torna alcanzable.

El costo de bioetanol, depende directamente del costo de la biomasa disponible, y la eficiencia de conversión del proceso. Como ejemplo, el costo de obtención y entrega del bagazo es de \$12 usd/tonelada, y la eficiencia del proceso usado es de 35%, por tanto el costo de producción de etanol es aproximadamente de \$330 usd/ton. Sin embargo si el bagazo puede entregarse por un costo de \$2 usd/ton, y mejorar la eficiencia del proceso a 45%, entonces el etanol podría tener un costo de producción de \$230 usd/ton. Y según la biomasa también se tiene un rango de costos desde los 25c usd/litro-110 c usd/litro, correspondientes a: etanol por caña de azúcar 25-50 ¢usd/litro, etanol por maíz y remolacha \$60-80 ¢usd/litro, etanol por trigo 70-90 ¢usd/litro y etanol por biomasa celulósica 80-110 ¢usd/litro.

Otro factor que influye sobre los costos es la disponibilidad de la materia prima a lo largo del año, y la región de siembra, por ejemplo los costos del bioetanol en Brasil, son de alrededor de \$7.2 usd/GJ, se espera que con la experiencia en tecnologías y la eficiencia de la biomasa, gane lugar absoluto sobre los combustibles fósiles (WI, 2007).

A.2 Compostaje

A.2.1 Análisis técnico

El compostaje es el proceso biológico aerobio, mediante el cual los microorganismos actúan sobre la materia rápidamente biodegradable (restos de cosecha, excrementos de animales y residuos urbanos), permitiendo obtener "compost", abono excelente para la agricultura (Aubert, 1998). El compost o mantillo se puede definir como el resultado de un proceso de humificación de la materia orgánica, bajo condiciones controladas y en ausencia de suelo. El compost es un nutriente para el suelo que mejora la estructura y ayuda a reducir la erosión y ayuda a la absorción de agua y nutrientes por parte de las plantas.

A.2.1.1 Propiedades del compost

Como se ha comentado, el proceso de compostaje se basa en la actividad de microorganismos que viven en el entorno, ya que son los responsables de la descomposición de la materia orgánica. Para que estos microorganismos puedan vivir y desarrollar la actividad de descomposición se necesitan unas condiciones óptimas de temperatura, humedad y oxigenación.

Para la elaboración del compost se puede emplear cualquier materia orgánica, con la condición de que no se encuentre contaminada. En la Tabla A.2, se encuentran las diversas materias primas.

Tabla A.2 Materias primas del proceso de compostaje (Aubert, 1998; Canovas, 1993)

Materia prima	Descripción
Restos de cosechas	Los restos vegetales jóvenes como hojas, frutos, son ricos en nitrógeno y pobres en carbono. Los restos vegetales adultos como troncos, ramas, tallos, son menos ricos en nitrógeno
Ramas	Es preciso triturarlas antes de su incorporación al compost
Restos urbanos	Se refiere a todos aquellos restos orgánicos procedentes de las cocinas como: Restos de fruta hortalizas, restos de animales de mataderos, etc
Estiércol animal	Destaca el estiércol de vaca, aunque de vaca, aunque otros de gran interés son la gallinaza, si-rie o conejina, estiércol de caballo, de oveja y los purines
Minerales	Son necesarios para corregir las carencias de ciertas tierras. Destacan las enmiendas calizas y magnésicas, fosfatos naturales, las rocas silíceas trituradas en polvo, ocas ricas en potasio y oligoelementos
Plantas marinas	Anualmente se recogen grandes cantidades de fanerogamas marinas: Posidonia oceánica, materia prima para la fabricación de compost, ya que son compuestos ricos en N, P, C, oligo-elementos y biocompuestos cuyo aprovechamiento en agricultura como fertilizante puede ser de gran interés
Algas	Se emplean numerosas especies de algas marinas, ricas en agentes antibacterianos y antifún-gicos y fertilizantes para la fabricación de compost

Son muchos y muy complejos los factores que intervienen en el proceso biológico del compostaje, estando a su vez influenciados por las condiciones ambientales, tipo de residuo a tratar y el tipo de técnica de compost empleado. Los factores más importantes son:

- Mejora las propiedades físicas del suelo. La materia orgánica favorece la estabilidad de la estructura de los agregados del suelo agrícola, reduce la densidad aparente, aumenta la porosidad y permeabilidad, y aumenta su capacidad de retención de agua en el suelo. Se obtienen suelos más esponjosos y con mayor retención de agua.

- Mejora las propiedades químicas. Aumenta el contenido en macronutrientes N, P, K, y micronutrientes, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y es fuente y almacén de nutrientes para los cultivos.
- Mejora la actividad biológica del suelo. Actúa como soporte y alimento de los microorganismos ya que viven a expensas del humus y contribuyen a su mineralización.

A.2.1.2 Factores que condicionan el proceso de compost

Como se ha explicado anteriormente, el proceso de compostaje se basa en la actividad de microorganismos que viven en el entorno, ya que son los responsables de la descomposición de la materia orgánica (Aubert, 1998; Canovas, 1993). Para que estos microorganismos puedan vivir y desarrollar la actividad de descomposición, se requieren una serie de condiciones óptimas a reunir (Tabla A.3)

Tabla A.3 Factores que influyen en el proceso de compostaje (Aubert, 1998; Canovas, 1993)

Parámetro	Descripción
Temperatura	Se consideran óptimas las temperaturas del intervalo 35-55°C, para conseguir la eliminación de patógenos, parásitos y semillas de malas hierbas.
Humedad	Es importante que la humedad alcance los niveles óptimos del 40-60%. Para materiales fibrosos ó residuos forestales la humedad máxima permisible es del 75-85% Mientras que para material vegetal fresco, ésta oscila entre 50-60%.
pH	En general los hongos toleran un margen de pH entre 5-8, mientras que las bacterias tienen menor capacidad de tolerancia (ph entre 6 y 7.5).
Oxígeno	El compostaje es un proceso aerobio, por lo que la presencia de oxígeno es esencial. La concentración de oxígeno dependerá de la frecuencia de volteo, textura, humedad, tipo de material y la presencia o ausencia de aireación forzada.
Relación C/N	El C y N, son los dos constituyentes básicos de la materia orgánica, teóricamente una relación C/N de 25-3, es la adecuada, pero varía en función de las materias primas que conforman el compost. Los materiales orgánicos ricos en carbono y pobres en nitrógeno son: Paja, heno seco, hojas, ramas, turba y aserrín. Los ricos en nitrógeno y pobres en carbono son: Los vegetales jóvenes, las heces animales y desechos de los mataderos.
Población microbiana	El compostaje es un proceso de descomposición de la materia orgánica, realizado por una amplia gama de poblaciones bacterianas, hongos y actinomicetes.

A.2.1.3 El proceso de compostaje

El proceso de compostaje puede dividirse en cuatro períodos (Cerisola, 1989), atendiendo a la evolución de la temperatura:

Mesofílico. La masa vegetal está a temperatura ambiente y los microorganismos mesófilos se multiplican rápidamente. Como consecuencia de la actividad metabólica la temperatura se eleva y se producen ácidos orgánicos que hacen bajar el pH.

Termofílico. Cuando se alcanza una temperatura de 40 °C, los microorganismos termófilos actúan transformando el nitrógeno en amoníaco y el pH del medio se hace alcalino. A los 60 °C estos hongos termófilos desaparecen y aparecen las bacterias esporígenas y actinomicetos. Estos microorganismos son los encargados de descomponer las ceras, proteínas y hemicelulosas.

De enfriamiento. Cuando la temperatura es menor de 60 °C, reaparecen los hongos termófilos que reinviden el mantillo y descomponen la celulosa. Al bajar de 40 °C los mesófilos también reinician su actividad y el pH del medio desciende ligeramente.

De maduración. Es un periodo que requiere meses a temperatura ambiente, durante los cuales se producen reacciones secundarias de condensación y polimerización del humus.

Una gran porción de los residuos sólidos municipales en Europa es caracterizada como biodegradable, representando desde el 66 % hasta más del 90 % dependiendo del país (Williams, 2005). La fracción biodegradable de los residuos sólidos municipales incluye alimentos y basura proveniente de los jardines, papeles, madera y algunos textiles, todos éstos con el potencial de ser sometidos al proceso de compostaje. La Figura A.8, muestra la fracción de los residuos sólidos municipales que son recolectados como una fracción para el compostaje y también la fracción del desecho biodegradable para compostaje que es recolectado por varios países en Europa.

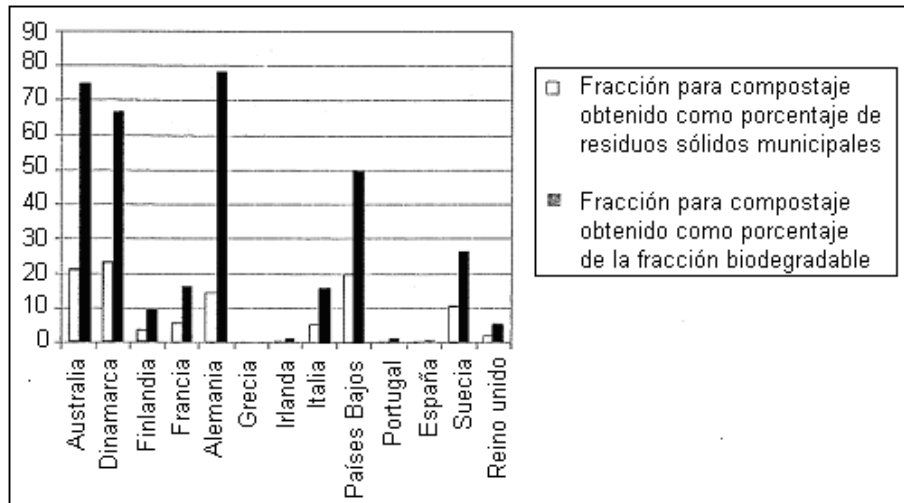


Figura A.8 Fracción de residuos sólidos municipales y residuos biodegradables recolectados como fracción separada para compostaje (Hogg y col., 2002)

Mientras que el porcentaje de residuos sólidos municipales que es recolectado para el proceso de compostaje es relativamente pequeño para muchos países (Figura A.9).

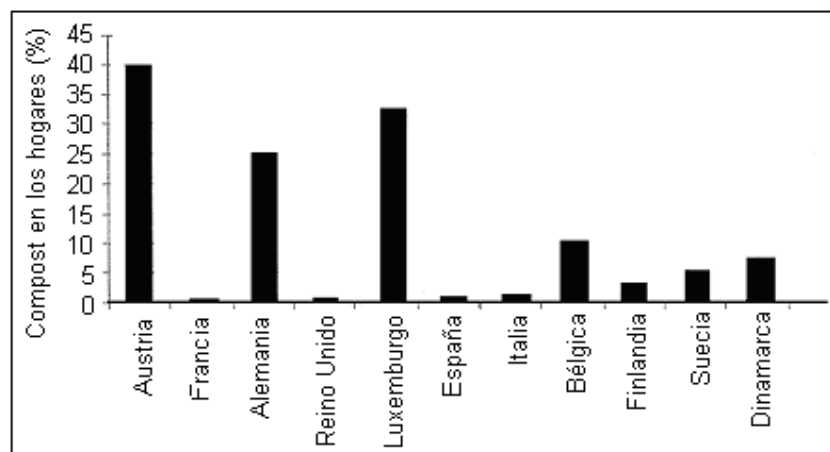


Figura A.9 Compostaje en los hogares en algunas ciudades Europeas (Hannequart y Radermaker, 2003)

Por ejemplo, 21 % en Austria, 5.3 % en Italia, y 2 % para el Reino Unido, la fracción biodegradable recolectada para el compostaje es mucho mayor. Por ejemplo en Austria, el 75 % del desecho para

compostaje es recolectado como fracción separada, para Alemania el 78 %, Suecia, 27 % y para el Reino Unido es del 6 %. También debe ser considerado que, mientras que el compost en los hogares es una actividad en muchas ciudades europeas, es muy variable en todo el continente Europeo.

A.2.2 Análisis ambiental en el proceso de compostaje

Actualmente, el manejo de la basura se está convirtiendo en un problema global en los países desarrollados debido al colapso rápido de los rellenos sanitarios y a los grandes impactos relacionados con el desecho de la basura orgánica. En vista de estos problemas la Unión Europea publicó en 1999 la directiva de los rellenos sanitarios (CEU, 1999) la cual requiere que los miembros de los estados a reducir la cantidad de basura biodegradable que está siendo desechada, promoviendo la adopción de medidas el reciclado, el re-uso para incrementar y mejorar las actividades de selección desde el origen, el re-uso y reciclado.

El compostaje ha sido presentado como una alternativa ambiental amigable y sustentable para manejar y reciclar los desechos orgánicos sólidos, con el propósito de producir el compost como se ha mencionado en el capítulo 2. Por estas razones, se debe evaluar el potencial ambiental tanto positivo como negativo del tratamiento de los residuos municipales incluyendo el potencial de contaminación, sus contribuciones al cambio climático entre otros impactos ambientales.

El compostaje industrial, por receptáculos huecos o por apilamiento, implica el consumo de energía para el transporte y procesamiento de la basura, las emisiones de olores y otros contaminantes, la proliferación de insectos, pájaros y roedores y la mezcla de diversos materiales (Haug, 1993). La fracción orgánica de los desechos sólidos municipales de bioresiduos usualmente tiene un porcentaje de materiales no biodegradable, el cual en Cataluña es del orden del 1%-30%. La recolección y separación de la basura de acuerdo a las diferentes fracciones (orgánicas, metales, vidrios, papeles, aluminio, madera) es una de los mejores caminos para obtener una gran calidad en el compost que podría ser utilizado sin mayor preocupación (Barreira y col., 2008).

Por lo tanto los materiales no biodegradables iniciales en la fracción orgánica de los desechos sólidos municipales (FODSM) afecta el proceso normal de compostaje, reduciendo la capacidad disponible en las plantas de compostaje e incrementando la contaminación metálica del compost. A pesar de las desventajas, el compostaje en escala industrial de la basura orgánica, presenta grandes beneficios tales como: el tratamiento de los gases liberados y un control apropiado de las variables del proceso como lo son la temperatura, la humedad, el contenido de oxígeno, como se explicó en el capítulo 2.

El compostaje casero de la basura orgánica, presenta un beneficio potencial cuando es comparado con el compostaje industrial, el cual evita la recolección de la (FODSM), el cual reduce las inversiones económica, energéticas y materiales, finalmente, permite un control directo del proceso y de los materiales orgánicos que entren al proceso de compostaje, eliminando o reduciendo la inclusión de impurezas (Martínez-Blanco y col., 2009). Sin embargo el compostaje casero también presenta algunos problemas, debido a que el compost obtenido no es homogéneo, los olores y otros contaminantes como el metano, amonía, y óxido nitroso son emitidos directamente a la atmósfera durante el proceso de descomposición (Amlinger y col., 2008; Ansorena, 2008).

Estas dos tecnologías de compostaje presentan diferencias importantes y cada una puede ser apropiada para diversas situaciones. Por ejemplo, el compostaje casero puede ser una buena alternativa para el compostaje industrial en áreas urbanas de baja densidad, donde la inversión en transporte sea mayor para la recolección de la (FODSM). Y por el contrario es difícil sustituir el compostaje industrial en áreas urbanas de gran densidad por los requerimientos de monitoreo, higiene, etc.

Durante el proceso de compostaje, más de 100 tipos de componentes gaseosos pueden ser emitidos (Chung, 2007). El amoníaco, el óxido nitroso y el metano junto con el bióxido de carbono representan el 99% de las emisiones totales de gas (Amlinger y col., 2008; Pagans y col., 2006; Beck–Friis y col., 2000). El CO₂ emitido por el compostaje no es derivado fósil por tanto, no es considerado como un gas de efecto invernadero (Amlinger y col., 2008) en acuerdo con la Comisión Europea (Smith y col., 2001).

Martínez-Blanco y col. (2010) realizaron el estudio ambiental comparando ambas tecnologías con 3 objetivos principales: evaluar los impactos ambientales del compostaje casero e industrial, detectar las fases ambientales críticas de cada sistema de compostaje y comparar el rendimiento de ambos sistemas. El amoníaco fue determinado utilizando un sensor multigas, con un rango de detección de 0-200 ml/m³. Las muestras gaseosas fueron tomadas en bolsas Tedlar® para la determinación de los componentes orgánicos volátiles (COV), metano y óxido nitroso.

El metano fue analizado por un cromatógrafo de gas por un detector de flama ionizante (DFI) y HP-PLOT Q con detección límite de 1 ppmv (compostaje casero) y con límite de detección de 10 ppmv (compostaje industrial), el óxido nitroso fue analizado con un cromatógrafo de gas con certificado de laboratorio externo con límite de detección de 50 ppmv (compostaje casero) y para el compostaje industrial un cromatógrafo de gas usando un detector de conductividad térmico (DCT), con límite de detección de 10 ppmv.

El sistema de compostaje casero es representado en la Figura A.10. Que incluye: 1) la basura proveniente de los contenedores en las cocinas para el almacenamiento de los residuos sólidos orgánicos, 2) las herramientas y la infraestructura usada durante el proceso, 3) el consumo de agua y electricidad, 4) el transporte y manejo de la basura que es desechada y generada por el sistema (bolsas, guantes, etc.), 5) las emisiones de gas y el lixiviado generado durante el compostaje

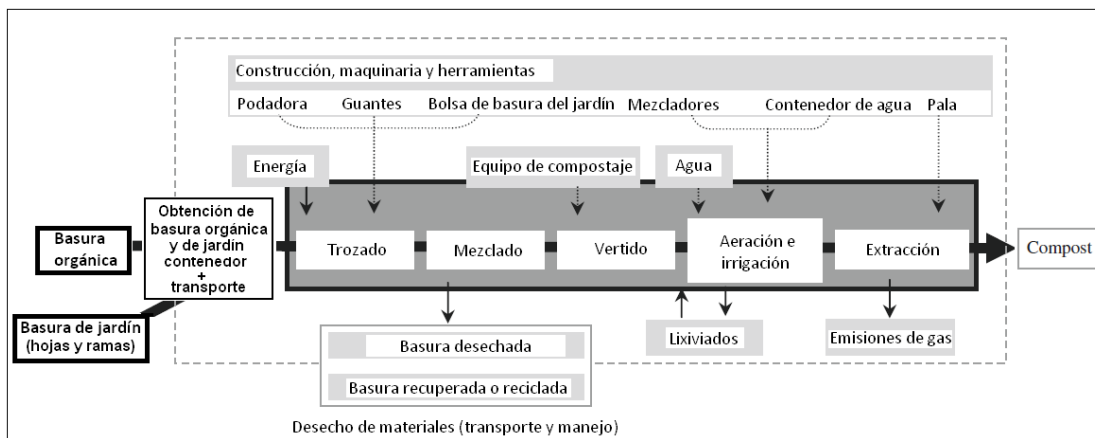


Figura A.10 Definición y límites del sistema de compostaje casero, sus fases y flujos de entrada y salida (Martínez-Blanco y col., 2010)

Por otro lado el sistema de compostaje industrial es representado por la Figura A.11. Que incluye: 1) la generación de residuos sólidos orgánicos y la de residuos por ramas y hojas provenientes de jardines y parques que incluye su transporte, y la producción de los residuos de las cocinas de los hogares, 2) la construcción y otras infraestructuras, 3) consumo de agua, electricidad y diesel, 4) transporte y manejo de la basura generada por el sistema que fue desechado (fracción de residuos sólidos y la basura de la construcción), 5) las emisiones de gas y los lixiviados generados durante el compostaje industrial, 6) el transporte del compost de la planta al usuario final.

El desperdicio orgánico fue vertido a la parte superficial del dispositivo de compostaje y fue extraído a través de los paneles inferiores. El dispositivo de compostaje tiene un sistema lateral de ventilación para garantizar el proceso aerobio y fue hecho de plástico reciclado proveniente de la basura de recolección municipal y medidas 70x70x103 cm. El dispositivo era alimentado una vez por semana

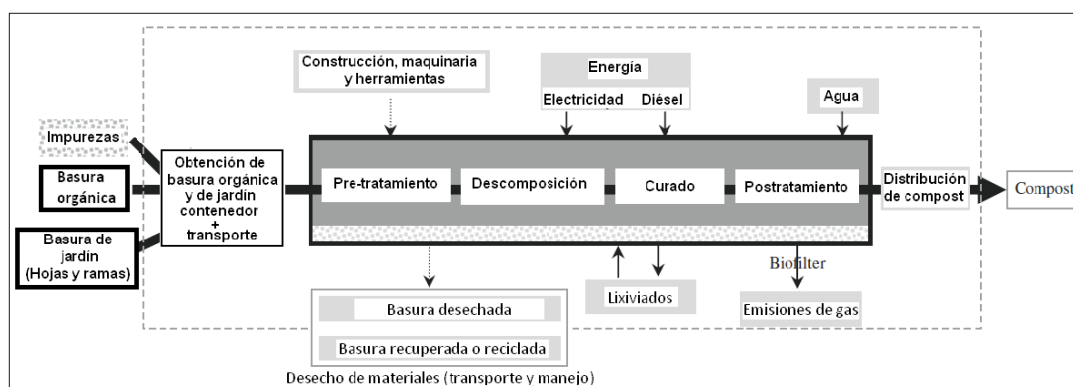


Figura A.11 Definición y límites del sistema de compostaje industrial, sus fases y flujos de entrada y salida (Martínez-Blanco y col., 2010)

Primeramente la basura proveniente del jardín se trituraba por una trituradora de jardín, luego la fracción orgánica de basura sólida municipal (FODSM) y la basura de jardines (BJ) son mezclados en un volumen promedio de proporción de 0.8:1 (FODSM:BJ), un promedio de 11.4 Kg de mezcla (8.3 Kg de FODSM y 3.1 Kg de BJ) fueron agregados cada semana. Esta cantidad corresponde en promedio a la cantidad de de FODSM producida por una familia española de dos miembros. Para poder airear la mezcla, las capas superiores fueron mezcladas semanalmente con una herramienta comercial adecuada para ese propósito, también la humedad contenida en el material fue ajustada agregando agua mediante una válvula de agua para incrementar la humedad o en su defecto, agregando basura de jardines, para reducir la humedad, cuando fuera necesario. El material orgánico fue sometido al compostaje durante 12 semanas y finalmente el compost extraído (0.05 m^3) a través del panel inferior y fue analizado inmediatamente, no fue colado el compost debido a que el uso final sería como fertilizante.

El proceso de compostaje industrial en la planta industrial duro 10 semanas e incluyo 4 pasos principales. Durante el paso de pre-tratamiento, el FODSM Y BJ fueron preparados y mezclados en proporción de volumen de 1:1, la fase de descomposición toma lugar en los túneles de composta con sistemas de irrigación y aireación, el material descompuesto es entonces puesto en apilamientos para la fase de curado, los apilamientos son semanalmente volteados, finalmente durante el proceso de post-tratamiento, el material procesado es cernido para separar el compost maduro de los pedazos de basura proveniente de los jardines que no están totalmente descompuestos y de otra impurezas. Dicha basura BJ es usada nuevamente en el proceso de compostaje y las impurezas (principalmente vidrio, metales y plásticos) son llevados a los rellenos sanitarios.

Las propiedades más importantes del compost obtenido en el compostaje industrial, fueron encontradas dentro de los límites de calidad propuestos, el compost obtenido del compostaje casero, estuvo cercano de dentro de los límites de legislación y solamente la humedad y el contenido de nitrógeno estuvo ligeramente por encima y por debajo de los límites de los límites respectivamente. Las emisiones de COVs del proceso de compostaje casero, fueron menores que en el compostaje industrial (0.559 y $1.210 \text{ Kg C-COV ton}^{-1}$ FODSM, respectivamente), con respecto al amoniaco las emisiones en el compostaje casero fueron 8 veces mayores que en el compostaje industrial (0.842 Kg y $0.110 \text{ Kg NH}_3 \text{ ton}^{-1}$ FODSM, respectivamente). Esta última diferencia es debida a la eficiencia de remoción del amoniaco durante el proceso de biofiltración con eficiencia de remoción cercana al 90% (Colón y col., 2009).

En el caso de los COVs la eficiencia de remoción es del 70%, y por otro lado el metano y el óxido nitroso fue detectado solamente en el compostaje casero, las emisiones de estos compuestos fueron 0.158 Kg CH₄ ton⁻¹ FODSM y 0.676 Kg N₂O ton⁻¹ FODSM, respectivamente. Estas emisiones tan altas de óxido nitroso y metano son debidas a la poca disponibilidad de oxígeno debido a la aireación pasiva. (Amlinger y col., 2008) reportaron valores similares para el amoniaco (0.474-0.9272 Kg NH₃ ton⁻¹ FODSM) y para el óxido nitroso (0.192-0.454 Kg N₂O ton⁻¹ FODSM) durante el compostaje casero. Por el contrario las emisiones de metano detectadas en el estudio fueron entre 5 y 14 veces menores que los resultados antes comentados.

Durante el periodo de experimentación en el compostaje casero no hubo generación de lixiviados, debe ser señalado que otros autores reportaron generación de lixiviados desde 0.01 a 0.07 m³/t de basura orgánica. En las plantas de compostaje industrial la generación de lixiviado es una fuente posible de pérdida de nitrógeno, normalmente en forma de amoniaco y una carga ambiental asociada a la eutrofización

La Tabla A.4, presenta un resumen de los principales flujos de entrada y salida de energía, materiales y emisiones para los dos sistemas de compostaje. La información corresponde a la unidad funcional (1 tonelada de la FODSM). Los valores en el compostaje industrial son generalmente mayores que los de compostaje casero independientemente de las emisiones del amoniaco, metano y óxido nitroso.

Las diferencias son especialmente significativas para la basura de desecho y transporte con proporciones de 53 y 19 respectivamente. Tal diferencia en la producción de basura fue principalmente debido al rechazo de desperdicio sólido, producido en el compostaje industrial, con respecto al transporte, el compostaje industrial incluye el transporte de la recolección de la FODSM y de BJ, el transporte de la basura que es rechazada, el transporte de la basura plástica de la producción del dispositivo de compostaje, el transporte de los materiales y de la basura de la construcción y el transporte de la distribución del compost, teniendo los dos primeros la mayor contribución del transporte total de las cargas. Para el compostaje casero, los flujos de transporte solo fueron el transporte del dispositivo de compostaje y las herramientas del lugar de venta y el transporte de basura derivada de algunas herramientas al relleno sanitario.

Tabla A.4 Resumen del ciclo de vida para los dos sistemas de compostaje (Martínez-Blanco y col., 2010)

Flujo	Unidad/ton (FODSM)	Compostaje industrial (CI)	Compostaje casero (CC)	Proporción (CI/CC)
Agua	L	437.383	50.876	8.6
Materiales	Kg	13.386	5.327	2.51
Electricidad	KWh	50.531	9.381	5.39
Aceite diésel	L	4.744	0.000	-
COV	Kg	1.210	0.559	2.16
NH ₃	Kg	0.110	0.842	0.13
CH ₄	Kg	0.034	0.158	0.21
N ₂ O	Kg	0.092	0.676	0.14
Basura	Kg	232.960	4.407	52.86
Transporte	tKm	58.718	3.153	18.62
Superficie	m ²	0.042	0.093	0.45

Los impactos ambientales atribuidos a cada etapa del compostaje casero esta representado en la Tabla A.5, en general el dispositivo de compostaje y las emisiones de N₂O COVs y NH₃ fueron los principales puntos de impacto.

Particularmente, para el potencial de agotamiento abiótico (PAA), el potencial de agotamiento de la capa de ozono (PACO) y la demanda de energía acumulativa (DEA), el dispositivo de compostaje presento los impactos mas altos (40, 79 y 45% del total del impacto, respectivamente) como se muestra en la Tabla A.6, el principal responsable por el impacto producido por el dispositivo de compostaje, fue el proceso de manufactura, que esta dentro del 63% y 95% del impacto total de dicho dispositivo, para todas las categorías estudiadas.

Tabla A.5 Contribución al impacto ambiental total de los puntos considerados en el proceso de compostaje casero (Martínez-Blanco y col., 2010)

%	PAA	AP	PE	PCG	PACO	POF	DEA
Contenedor de la FODSM	2.60	0.06	0.03	0.12	1.41	0.02	2.43
Dispositivo de compostaje	39.90	1.86	0.85	2.95	79.21	0.52	40.54
Construcción, maquinaria y herramientas	24.28	1.18	0.61	1.55	8.16	0.46	21.48
Consumo de agua	0.08	0.00	0.00	0.01	0.02	0.00	0.09
consumo de electricidad	30.01	3.71	0.85	2.55	8.44	0.84	32.61
CH ₄	0.00	0.00	0.00	1.65	0.00	0.40	0.00
COVs	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	97.69	0.00
N ₂ O	0.00	0.00	0.00	90.74	0.00	0.00	0.00
NH ₃	0.00	92.98	91.02	0.00	0.00	0.00	0.00
Basura desechada	3.13	0.20	6.64	0.43	2.77	0.07	2.85
Impacto total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Regresando con la Tabla A.4, las emisiones de amoniaco contribuyeron en un porcentaje de 93% y 91% a la acidificación del aire (AA) y a los potenciales de eutroficación (PE), respectivamente. Las emisiones de óxido nitroso fue el principal contribuyente (91%) al potencial de calentamiento global (PCG), mientras que los COVs fueron los mayores contribuyentes (98%) al potencial de oxidación fotoquímica (POF). Es importante resaltar que la liberación de gases contaminantes a la atmósfera, es un asunto importante en la evaluación del impacto ambiental del compostaje casero (Amlinger y col., 2008).

Con respecto al resto de las etapas consideradas, el consumo de electricidad represento 33% y 30% del impacto de DEA y de PAA, respectivamente; mientras que para esas categorías la contribución de la construcción, de la maquinaria y las herramientas también son relevantes, 21% y 24% respectivamente, para el resto de los elementos y de las categorías fueron menores al 8%.

Tabla A.6 Contribución de la recolección de plásticos reciclables, proceso de manufactura y el transporte de distribución del dispositivo de composta casero (en porcentaje del total de cargas del compostaje) (Martínez-Blanco y col., 2010)

Categoría de impacto	Unidad	Recolección de plásticos (%)	Proceso de manufactura (%)	Transporte (%)
Potencial de agotamiento abiótico	Kg Sb eq	2.56	88.15	9.29
Potencial de acidificación	Kg SO ₂ eq	3.29	82.18	14.53
Potencial de eutroficación	Kg PO ₄ ³⁻ eq	6.41	62.83	30.75
Potencial de calentamiento global	Kg CO ₂ eq	3.13	85.70	11.17
Potencial de agotamiento de la capa de ozono	Kg CFC ⁻¹¹ eq	1.09	94.96	3.96
Potencial de oxidación fotoquímica	Kg C ₂ H ₄	2.92	86.52	10.56
Demanda de energía acumulativa	MJ eq	2.29	89.11	8.60

La contribución de los elementos del compostaje industrial o etapas del impacto ambiental total del proceso se presenta en la Tabla A.7. Las 3 etapas que presentan el mayor impacto, fueron: La recolección de la FODSM y BJ, el abastecimiento de electricidad y los desperdicios sólidos desechados,

para todas las categorías consideradas con excepción del potencial de oxidación fotoquímico. Las emisiones de POF, COVs, presentan la mayor contribución con 94%, la recolección de la FODSM y BJ, fueron las etapas de mayor impacto para PAA, PCG, y PACO, contribuyendo entre 27-46%, y también tuvieron una contribución relevante para AA y EP (23% y 16% respectivamente), siendo el transporte el motivo principal. Para DEA, el consumo de electricidad junto con la recolección de la FODSM, y BJ, tuvieron las mayores contribuciones (32% cada uno).

El consumo de electricidad fue también la etapa de mayor impacto (37%) para AA y contribuyó 29%, 20% y 12% para PAA, PCGA y PACO, respectivamente. En la categoría de PE, los sólidos desechados fue el punto más impactante representando el 55% del impacto total, mientras que para PCG, PACO y DEA, su contribución fue mayor del 11%.

La gran cantidad de desperdicio sólido, que fue llevado al relleno sanitario, se debió a la dificultad de separar el compost obtenido de las impurezas, lo cual es bastante común en el compostaje industrial. Las emisiones de amoníaco y óxido nitroso, fueron las responsables de más del 17% del impacto en las categorías de AA, PE, PCG. Para el PAA, PACO, y DEA, el consumo de diésel contribuyó a del 14% de los impactos totales. Para el resto de los elementos y categorías las contribuciones fueron menores del 11%.

Tabla A.7 Contribución al impacto ambiental total de los puntos considerados en el proceso de compostaje industrial (Martínez-Blanco y col., 2010)

%	PAA	AP	PE	PCG	PACO	POF	DEA
Recolección de la FODSM Y BJ	34.62	23.05	16.38	26.70	45.99	1.32	32.26
Abastecimiento de agua	0.12	0.08	0.02	0.09	0.05	0.01	0.14
Construcción y maquinaria	2.48	1.25	0.74	2.19	1.41	0.18	1.99
Consumo de diésel	14.76	3.73	1.27	1.58	16.43	0.31	13.57
Abastecimiento de electricidad	28.84	37.24	6.62	19.85	12.32	2.00	32.29
CH ₄	0.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.04	0.00
COVs	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	94.09	0.00
N ₂ O	0.00	0.00	0.00	17.84	0.00	0.00	0.00
NH ₃	0.00	22.66	17.26	0.00	0.00	0.00	0.00
Basura sólida desechada	10.76	7.42	55.01	25.19	14.07	1.44	11.23
Basura de construcción desechada	0.43	0.26	0.22	0.24	0.56	0.01	0.41
Distribución del composta	7.98	4.32	2.48	5.82	9.17	0.61	8.10
Impacto total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

En general el sistema de compostaje industrial, implica mayores consumos de energía durante el proceso, grandes requerimientos de transporte de la recolección de la basura orgánica, y grandes cantidades de basura generada, comparado con el sistema de compostaje casero, como resultado de estos puntos ambientales el primero es más impactante que el segundo (entre 4 y 6 veces mayor) para las categorías de PAA, PACO y DEA (Figura A.12). Adicionalmente el compostaje industrial duplicó los impactos POF, del cual el principal contribuyente fueron las emisiones COVs, en comparación con el compostaje casero. Para las categorías de AA, PE, PCG, a pesar de los grandes consumos de energía, materiales y basura generada, en el sistema de compostaje industrial, las elevadas emisiones de óxido nitroso y amoníaco en el compostaje casero, resultan en grandes impactos para este sistema (entre 31% y 46% mayores).

El compostaje casero conlleva al consumo de 351 MJ eq y a la emisión de 220 Kg CO₂ eq ton⁻¹ de FODSM, mientras que para el compostaje industrial, la energía consumida fue de 1908 MJ eq y 153 Kg CO₂ eq emitidos por tonelada de FODSM. Debe ser señalado que en el contexto del calentamiento global, el compostaje contribuye a producir emisiones así como a evitar emisiones.

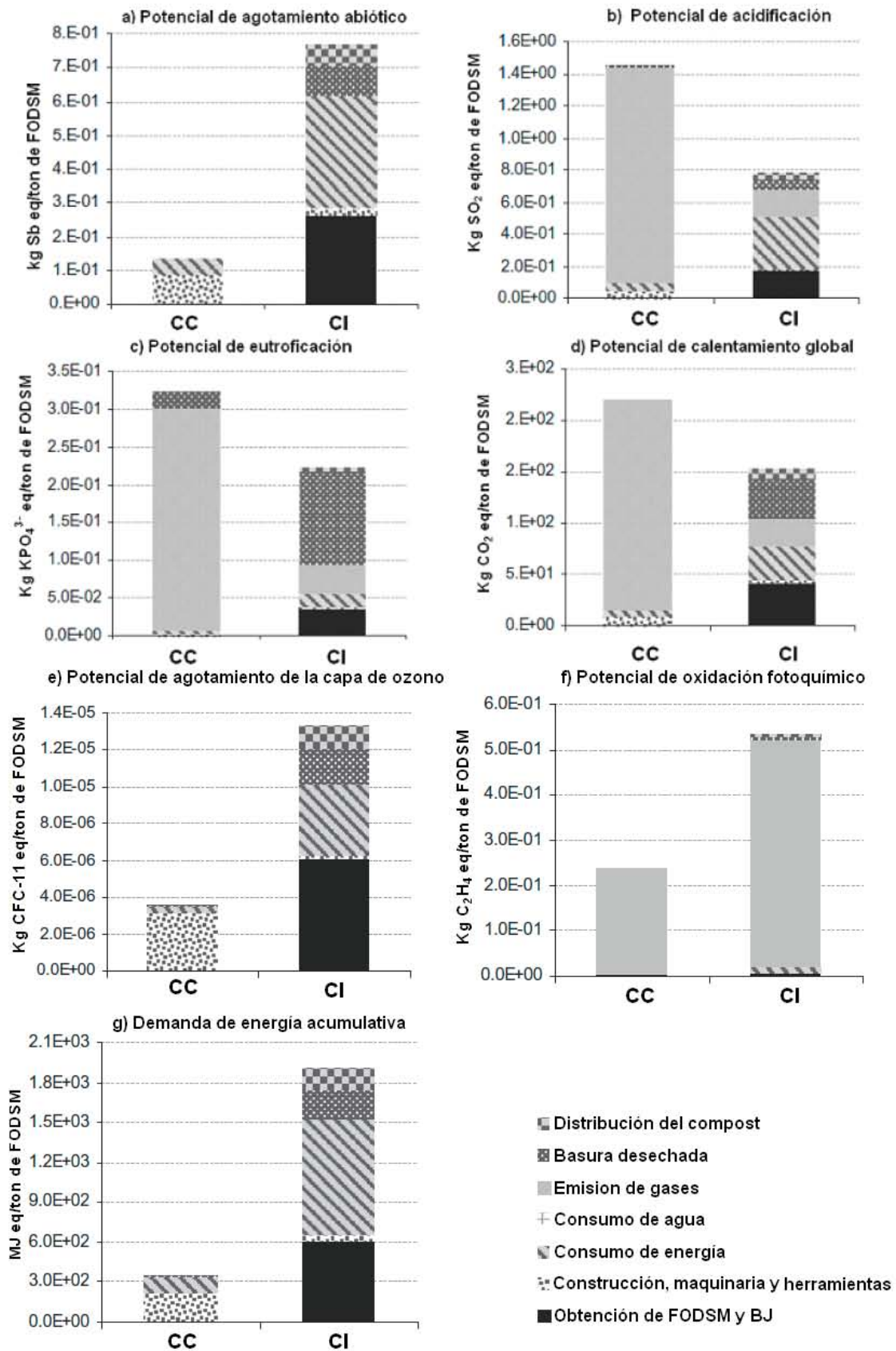


Figura A.12 Comparativo de los impactos ambientales de las dos metodologías de compostaje por tonelada (Martínez-Blanco y col., 2010)

Por tanto Boldrin y col. (2009), muestran que cuando el uso final del compost es también tomado en cuenta, el factor de emisiones totales para el compostaje puede variar significativamente (-900 Kg de CO₂ eq por tonelada de FODSM) a una carga neta (300 Kg de CO₂ eq por tonelada de FODSM).

Como los resultados obtenidos corresponden a una situación particular, los impactos ambientales de varios escenarios hipotéticos se obtuvieron, modificando las variantes más relevantes del sistema de compostaje, fueron evaluados y comparados con el escenario inicial (CI1), para realizar el análisis de sensibilidad de los resultados. Tres nuevas variantes fueron evaluadas: la distancia entre la planta de compostaje y el hogar, las emisiones de óxido nítrico y metano y las impurezas contenidas en la FODSM. Los resultados se muestran en la Tabla A.8.

A una distancia de 10 Km entre la planta de compostaje y una casa estándar se ha considerado en el escenario inicial. Tal situación podría cambiar como función de la distribución local y por restricciones de este tipo de plantas. Los impactos del escenario número dos (CI2), considera la mitad de la distancia (5 Km) y fue significativamente menor para todas las categorías de impacto (10-30%), aparte del POF. Para el escenario número 3 (CI3) se duplicó la distancia inicial a (20 Km) los impactos fueron significativamente mayores, (15-38%), aparte del POF. Tal modificación en las distancias presentó más efectos importantes en PAA, PACO, DEA, debido a la recolección de la FODSM y BJ como se observa en la Tabla A.8.

Las emisiones de N₂O, COVs y NH₃, tienen una contribución relevante en algunas de las categorías de impacto, el óxido nítrico no fue detectado con los límites de detección del método analítico utilizado, por tanto el análisis de sensibilidad fue realizado para este tipo de emisiones, para este estudio, en el escenario 4 (CI4) se consideraron emisiones mínimas de N₂O (0 ppmv) fueron consideradas, mientras que en el escenario número 5 (CI5) se consideraron emisiones máximas de N₂O (10 ppmv).

Como se puede ver en la Tabla A.8, la única categoría de impacto afectada relevantemente fue la del potencial de calentamiento global (PCG, incrementando o decreciendo 18%), de acuerdo a los datos de la Tabla A.7. En el escenario número 6 (CI6) un promedio de 900 g de CH₄ por tonelada de FODSM, fue considerado para el compostaje industrial. Incluso aunque se consideraron grandes diferencias entre los factores de las emisiones, un incremento de tan solo el 13% fue medido, en (CI6) con respecto a (CI1) para el potencial de calentamiento global (Tabla A.8). Finalmente en los escenarios 7 (CI7) y 8 (CI8), altos y bajos valores de contenido de impurezas contenidas en la FODSM, que la planta de compostaje recibe (0-30%), de acuerdo a la caracterización reportada para la FODSM en Cataluña.

Tabla A.8 Comparativo de los impactos ambientales para 7 escenarios de compostaje industrial (Martínez-Blanco y col., 2010)

Categoría de impacto	Unidades ton ⁻¹ de FODSM	Escenario inicial CI1	Análisis de sensibilidad de 7 escenarios alternativos						
			CI2	CI3	CI4	CI5	CI6	CI7	CI8
PAA	Kg Sb eq	7.68E-01	77	127	100	100	100	94	133
AA	Kg SO ₂ eq	7.77E-01	85	120	100	100	100	95	126
PE	Kg PO ₄ ⁻³ eq	2.23E-01	90	115	100	100	100	95	128
PCG	Kg CO ₂ eq	1.52E+02	82	122	82	118	113	95	126
PACO	Kg CFC-11 eq	1.33E-05	70	138	100	100	100	95	133
POF	Kg C ₂ H ₄ eq	5.35E-01	99	101	100	100	101	100	102
DEA	MJ eq	1.91+03	78	125	100	100	100	94	133

Tal modificación tuvo efectos moderados en todas las categorías de impacto aparte del POF, que fue principalmente afectado por las emisiones de COVs. Para el escenario (CI7), los impactos se redujeron entre 5% y 6% dependiendo de la categoría. Para el escenario de impacto número 8 (IC8), un

incremento de entre 26% y 33% fue medido para las categorías estudiadas excepto para el POF. La razón principal de este comportamiento es por el alto contenido de impurezas reducen la capacidad de tratamiento de la planta de compostaje y por tanto la energía, los materiales y el transporte y la basura requerida para procesar 1 tonelada de la FODSM es incrementada.

Martínez-Blanco y col (2010) llegaron a la conclusión que las emisiones de NH_3 , N_2O y CH_4 emitidas fue entre 5 y 8 veces más altas en el compostaje casero que en el proceso industrial. La biofiltración de la emisión de gases y aireación forzada durante el proceso de compostaje en el compostaje industrial podrían ser las principales razones que expliquen tales diferencias. Por el contrario, las emisiones de los componentes orgánicos volátiles COVs se duplicaron en el proceso industrial a comparación del compostaje casero.

La producción del dispositivo de compostaje, particularmente el proceso de manufactura, las emisiones de amoníaco, COVs y óxido nitroso, fueron las 4 principales elementos de impacto en el sistema de compostaje casero. En el compostaje industrial, las contribuciones de mayor impacto fueron las relacionadas a la obtención de la FODSM, y BJ (principalmente debido al transporte de los desechos recolectados), consumo de electricidad, y el manejo de residuos sólidos para todas las categorías a excepción del potencial de oxidación fotoquímico. Para tal categoría, las emisiones de COVs presentan la mayor contribución.

Como resultado de los consumos relevantes, el compostaje industrial fue mas impactante (entre 2 y 6 veces) que el proceso de compostaje casero para PAA, PACO, POF y DEA. Sin embargo, las altas emisiones de óxido nitroso y amoníaco, en el sistema casero, quiere decir altos impactos en las categorías de AA, PE, y PCG para éste sistema. En referencia a la prueba de sensibilidad realizada, los impactos fueron proporcionales a la distancia que hay de la planta de compostaje a la casa siendo especialmente dependiente en el caso de PAA, PACO y DEA. En relación al contenido de impurezas, su modificación tuvo efectos moderados proporcionales en todas las categorías de impacto.

La incorporación de sistemas de tratamiento para el compostaje casero y el uso de materiales de menor impacto en la construcción de los dispositivos de compostaje parecen ser los puntos principales para minimizar los impactos ambientales de este tipo de sistema, mientras que el mejoramiento de la biofiltración de las emisiones de COVs, junto con la minimización del uso de la energía, y presencia de impurezas en los sistemas de recolección de la FODSM, podrían ser los puntos principales de alcance para los programas de implementación de compostaje industrial.

A.2.3 Análisis económico en el proceso de compostaje

Los planificadores y los ingenieros se encuentran a veces con las preguntas, de cuanta tierra se necesita, el equipo, mano de obra y la inversión que se requiere para la operación de una planta de compostaje. Los diversos factores que impactan en el proceso de diseño y costos tales como el tipo de materiales que serán procesados, la ubicación de la planta, el costo de mano de obra, etc. Un buen diseño de planta comercial tiene 7 diferentes pasos: la recolección de la materia prima, la preparación de la materia, el compostaje, la estabilización, el curado, refinado y el almacenamiento.

La recolección de biomasa es la etapa de separación de la fracción de basura que puede ser sometida al compostaje, la preparación involucra el proceso de establecer el tamaño óptimo de las partículas, el balance de los nutrientes y el contenido de humedad para facilitar el crecimiento de los microbios, la reducción de tamaño, la adición de carbono, o nitrógeno y la adición de agua, la estabilización y curado, son pasos donde las condiciones son mantenidas para acelerar la descomposición de los microbios y la estabilización de la materia prima. Este proceso requiere entre 30 a 180 días dependiendo el tipo de materia prima y el nivel de estabilización deseado del producto final, el producto final es estable cuando

la actividad biológica es mínima. Ésto puede ser caracterizado por bajas de tasas de captación de oxígeno y producción calorífica mínima, el compost estable también es libre de olores.

El refinado del compost involucra la separación de metales, tamizado, la remoción de los contaminantes inertes, etc. el refinado y el almacenamiento dependen de las necesidades comerciales. Cada uno de los 7 procesos requiere el espacio adecuado y equipo necesario, que pueden afectar la capacidad, la eficiencia y el costo de operación. El costo de compostaje varía en función de la escala de operación, el tipo de alimentación y el tipo de tecnología utilizado (USCC, 1996). Los costos de operación de compostaje para los residuos sólidos municipales tienen un rango desde los \$36 usd a los \$72 usd (Curtis y col., 1992). En comparación, los costos de operación del compostaje casero tienen un rango de costos de los \$2 usd/ton- \$3 usd/ton (Renko y col., 1994). Debido al amplio rango de las condiciones que impactan los costos, se requieren estudios de factibilidad con información que involucre las condiciones específicas para calcular el costo del compostaje. Los rangos en el costo capital por tonelada de compost asumiendo un mínimo de 50,000 toneladas por año son:

- Compostaje en pilas: \$40 usd/ton - \$60usd/ton
- Compostaje en pilas cerradas: \$100 usd/ton - \$150 usd/ton
- Compostaje en reactores: \$300 usd/ton - \$500 usd/ton

Governo y col. (2000) realizaron un estudio de una planta que procesa 187 toneladas por día y que almacena el producto equivalente a 30 días de producción, 6 hectáreas para compostaje, curado, almacenamiento y área de separación. Cuando la operación es completamente funcional, 307 m³ de producto podrían ser generados por día. La cantidad de escorrentía de una superficie de 6 hectáreas bajo el peor de los escenarios fue calculada en 16,975 m³, para recolectar dicha escorrentía un estanque con una superficie de 0.56 hectáreas y profundidad de 3.7 m se requieren. El costo capital total fue de \$1,335,000 usd o una capacidad de \$7,139 usd/ton*día. Los costos de operación anuales fueron de \$616,090 usd, traduciéndolo a costo total de procesamiento (operación + pagos de capital) fue de \$22.26 usd/ton. El costo por la tierra representa menos del 10% del costo capital, mientras que el equipamiento representa el 67% del costo capital.

A.3 Los bioenergéticos

A.3.1 La bioenergía

La bioenergía en sus distintas formas se puede aprovechar en aplicaciones térmicas, para la generación de electricidad o para la producción de biocombustibles líquidos para transporte. Por lo que se refiere a las aplicaciones térmicas, las tecnologías más usadas en México son los fogones tradicionales de leña, utilizados para cocción y para calefacción en viviendas rurales y de pequeñas ciudades. Asimismo, la leña se utiliza en microempresas y en pequeñas industrias para la producción de cerámica, ladrillos, pan y otros productos. En las últimas décadas se han desarrollado distintos modelos de estufas y hornos de leña mejorados con el fin de reducir los impactos en la salud que provoca el humo de los fogones tradicionales, así como reducir el consumo de leña.

A.3.2 Cultivos energéticos

Los cultivos con fines energéticos y no para alimentación van en aumento. Por ejemplo en Suecia, más de 15,000 ha de *salix* (sauce) ha sido cultivado para bastecer la madera para la combustión dual en las plantas de ciclo combinado y calefacción urbana. En Finlandia, cerca de 16,00 ha de pastura perenne ha sido cultivado para fines similares. El rendimiento de los cultivos es sumamente dependiente de las condiciones climáticas locales, y tipos de suelo, donde el rendimiento de cultivo promedio es cercano a las 10 a 12 toneladas de materia seca por hectárea por año es factible, el rendimiento energético es típicamente de 180 a 220 GJ/ha. Sin embargo, tales rendimientos son raramente alcanzados en práctica a escala comercial.

El uso al que se disponga la biomasa también afecta a la energía que puede obtenerse de la misma. Cultivando 1 millón de hectáreas de cultivos energéticos daría un potencial de energía primaria de cerca de 200 a 250 PJ/año para calor y generación eléctrica, desarrollando los cultivos con la misma superficie, para fines de conversión de combustibles líquidos para transporte, daría menos rendimientos energéticos, por ejemplo, cerca de 30 a 50 PJ/año si la semilla de colza es cultivada para biodiésel, o de 90 a 120 GJ/ha si se desarrollan cultivos de pastos o bosques de cultivo rápido, para biocombustibles de segunda generación.

A.3.3 Abastecimiento y demanda de la biomasa

La perspectiva sobre el abastecimiento y demanda del futuro de la biomasa varía ampliamente. El objetivo de la biomasa para hacer contribuciones significantes a gran escala a la energía primaria en los próximos 30 a 40 años, está sujeta a la producción sostenible, a la mejora de la eficiencia de la cadena de abastecimiento, al desarrollo exitoso y utilización de tecnologías termoquímicas nuevas y a la mejora de tecnologías de conversión bioquímicas (por ejemplo, la digestión anaerobia y las plantas de fermentación para la producción de etanol).

La demanda de grandes volúmenes de biomasa sólida será en parte, desplazada por combustibles líquidos más convenientes o por el uso de otras fuentes energéticas, particularmente por la gente que se encuentra en migración de las áreas rurales a las ciudades. La mayor respuesta de la mejora en los diseños de estufas para cocinar, las plantas de biogás en las comunidades, motores de combustión externa para ciclo combinado. Nuevas propuestas, tales como la combustión dual de combustibles fósiles con biomasa con captura y almacenamiento de carbono o fomentando la absorción de carbono, pueden contribuir a la reducción global de emisiones de CO₂.

A.3.4 Abastecimiento y demanda de la biomasa por región

Debido a las diversas perspectivas, concernientes a la disponibilidad de tierra y los rendimientos de los cultivos, requerimientos ambientales, y la disponibilidad futura de la biomasa proveniente de la biomasa, y residuos de cultivos, los estimados de los recursos de la energía de la biomasa que pueden ser producidos sosteniblemente desde la basura, cultivos energéticos, la agricultura, bosques y residuos industriales pueden variar ampliamente: Desde 125 EJ hasta 760 EJ para el 2050 (IPCC, 2007); 40 EJ a 1,100 EJ (Hoogwijk, 2003; IEA, 2007b); 104 EJ (Parikka, 2004); y 78 EJ a 450 EJ (Harber y col., 2007).

La disponibilidad de la tierra depende primeramente del balance neto del crecimiento de la población, el potencial para aumentar la productividad de los cultivos y modificando los modelos alimenticios, especialmente lo concerniente a la dieta de carne, la cual afecta los requerimientos de tierra significativamente.

La IEA estima que para el 2050, mas de 100 EJ/año de biomasa podría ser abastecida por los residuos de la gricultura y desperdicios, dentro de los costos aproximados de \$2 usd a \$3usd por GJ, dependiendo del tipo de fuente y distancia del transporte. Adicionalmente 125 EJ/año de biomasa podrían venir de árboles perennes de alto rendimiento si crecieran eficientemente a costos desde los \$3usd/GJ a \$5usd/GJ aproximadamente. Un análisis regional por VTT Technical Research Centre of Finland (VTT, 2007), proyecta un potencial moderado de 83 EJ/año. El reporte de VTT estima que los residuos de la agricultura y silvicultura y desperdicios serán los tipos mas competitivos en cuestión de costos de las opciones de biomasa, con solamente cerca del 30% del total de la bioenergía proveniente de cultivos energéticos especiales (Figura A.13).

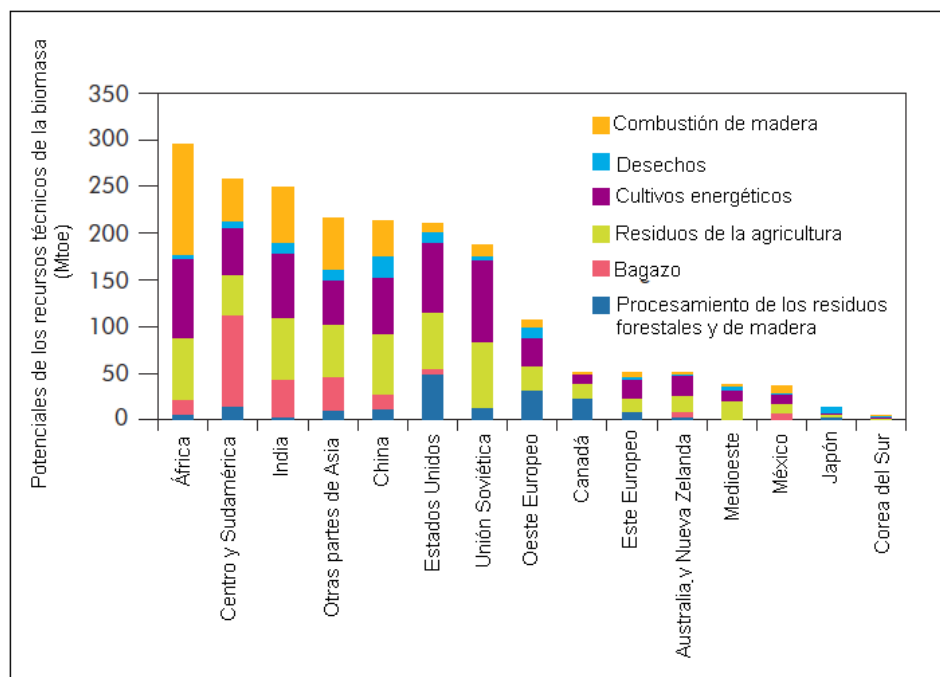


Figura A.13 Potenciales de los recursos técnicos de la biomasa al año 2050 (VTT, 2007)

A.4 Biocombustibles

Las motivaciones que han impulsado a las diversas naciones a desarrollar la industria de la energía y en particular de los biocombustibles pueden sintetizarse en tres grupos: desarrollo agrícola, reducción de emisiones de gases con efecto invernadero (en el marco de los compromisos del Protocolo de Kyoto) y seguridad energética. Uno de los bioenergéticos que ha cobrado mayor auge en los últimos años a nivel mundial es el etanol (SAGARPA, 2009). El etanol obtenido a base maíz, el etanol obtenido por caña de azúcar, y el biodiésel son los mercados de biocombustibles primarios, aunque otros como el biogás para transporte, y otras formas de etanol son también importantes.

El maíz participa con más de la mitad de producción mundial de etanol, y la caña de azúcar con poco más de 1/3. Los Estados Unidos y Brasil, participan con más del 90% de la producción mundial de etanol. Para finales de 2009 se produjeron 76 mil millones de litros de etanol, el 52% de éste se produce a base de maíz en Estados Unidos y un 37% a base de caña de azúcar en Brasil (REN21, 2010). El biodiésel en cambio, se obtiene en Europa, en su mayor parte, de cultivos oleaginosos como colza, soya, canola y girasol. Europa acapara el 90% del mercado del biodiésel en el mundo. Alemania ocupa el primer lugar en producción y demanda de este biocombustible, hecho a base de canola. Se espera que la producción mundial en los próximos tres años se incremente aproximadamente en un 30%. En la Tabla A.13 se muestran los productores mayoritarios de biodiésel y bioetanol en los años 2008 y 2009. En 2009, la producción mundial de bioetanol fue de 76 billones de litros, lo que indica un incremento del 10% sobre el 2008 como se muestra en la Figura A.14.

Tabla A.13 Los 5 países de mayor producción de bioetanol y biodiésel 2008-2009 (REN21, 2010; IEA, 2009b)

Producción anual etanol	Miles de millones de litros al año				
	EE. UU	Brasil	China	Canadá	Francia
2008	34.65	26.68	1.96	0.93	0.97
2009	40.83	25.74	2.1	1.07	1.23
Producción anual biodiésel	Francia	Alemania	EE. UU	Brasil	Argentina
2008	1.96	2.34	2.52	1.14	0.87
2009	3.53	2.93	1.88	1.58	1.32

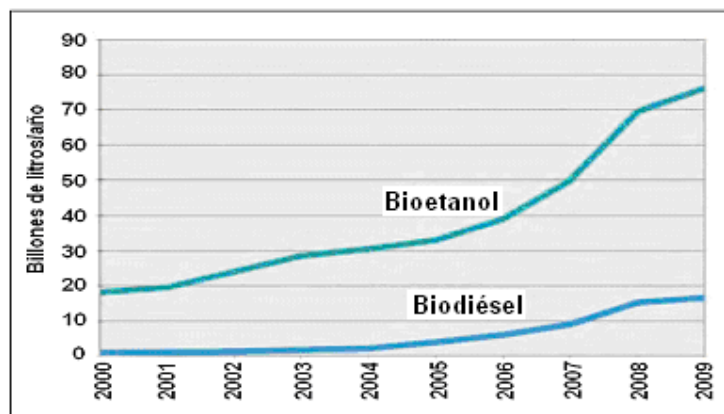


Figura A.14 Producción de bioetanol y biodiésel en periodo 2000-2009 (REN21, 2010)

Actualmente en México la implementación de proyectos de bioetanol están enfocados a la utilización de caña de azúcar para obtenerlo, de acuerdo con Manuel Enríquez Poy existen alrededor de 60 ingenios

azucareros en el país, pero solo 13 de ellos cuentan con una destilería usada para producir etanol (Tabla A.15). En 2009 México tuvo una producción de 3 barriles por día de bioetanol para combustible, (Tabla A.16).

Tabla A.15 Etanol producido en 13 ingenios zafra 02/03 con finalidad de elaboración de bebidas (SENER, 2006)

Ingenio	Litros/día	Litros/zafra	Etanol producido (litros)
Aarón Sáenz	28,500	8,550,000	4,948,000
Calipan	8,000	2,400,000	990,261
Constancia	30,000	9,000,000	4,997,400
El carmen	18,000	5,400,000	2,923,000
El mante	24,000	7,200,000	5,082,300
Independencia	15,000	4,500,000	1,250,908
La joya	14,000	4,200,000	1,307,000
La providencia	25,000	7,500,000	1,818,471
Pujilic	20,000	6,000,000	3,373,004
San José de Abajo	25,000	7,500,000	1,118,000
San Nicolás	40,000	12,000,000	2,547,683
San Pedro	25,000	7,500,000	3,206,000
Tamazula	25,000	7,500,000	5,643,750
Total	297,500	89,250,000	39,205,777

Tabla A.16 Producción de bioetanol como combustible en 2009 en Norteamérica (IEA, 2009a)

Norteamérica	Producción de bioetanol (Miles de barriles por día)
Total en Norteamérica	732.193
Bermuda	0
Canadá	18.7
Groenlandia	0
México	0.003
Saint Pierre and Miquelon	0
Estados Unidos	713.49

En febrero de 2008 se publicó la Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos, que en PEMEX abre la posibilidad de utilizar etanol anhidro como oxigenante de gasolinas, componente y combustible alternativo en la Tabla A.17, se muestra el marco general del proyecto. PEMEX, por su carácter estratégico para el suministro de combustibles, apoyará el desarrollo del mercado de bioenergéticos, para ubicarse como uno de los clientes más importantes de los productores de etanol y biodiésel.

Tabla A.17 Marco general del proyecto para producción de bioetanol (SAGARPA, 2009)

Zona	Inversión (millones de pesos)	Ventas de gasolinas (millones de litros/año)	Volúmen de etanol (millones de litros/año)	Año de introducción
Metropolitana				
Guadalajara	215	51	176	2011
Monterrey	130	39	134	2012
Valle de México	530	142	494	2012
Total	870	232	804	

El Programa de Producción Sostenible de Insumos para bioenergéticos y de Desarrollo Científico y Tecnológico considera satisfacer en una primera etapa la producción de la biomasa para producir alrededor de 176 millones de litros de etanol por año, Equivale a 477,000 litros diarios, volúmen que se obtendrá de la biomasa que el sector rural aportará a través de cultivos como la caña de azúcar, sorgo dulce o remolacha, que permitan mezclarlo en las gasolinas de la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco; y en una segunda etapa alrededor de 630 millones de litros por año para bastecer las zonas de Monterrey, Nuevo León; y de la Ciudad de México (Tabla A.18), basado en rendimientos de 100 toneladas de caña de azúcar por hectárea y 75 litros de etanol por tonelada

Para cumplir con dicha demanda de biomasa, el Programa ha iniciado con diversas acciones: generación de paquetes tecnológicos, la producción y reproducción de semillas y materiales vegetativos, la identificación y el establecimiento de proyectos pilotos, análisis y aprobación de proyectos productivos, entre otros (SAGARPA, 2009). También el Programa impulsará el desarrollo de los proyectos de producción de la biomasa que permitan atender no sólo la demanda regional o nacional, sino también atender el mercado internacional (etanol y biodiesel).

Tabla A.18 Metas de producción del programa de producción sostenible (SAGARPA, 2009)

Zona Metropolitana	Superficie requerida (Hectáreas)	Biomasa estimada (millones de toneladas/año)
Guadalajara	24,533	2.45
Monterrey	17,733	1.77
Valle de México	65,733	6.57
Total	108,000	10.8

ANEXO B. GAS LP

B.1 Gas licuado de petróleo (Gas LP)

El gas LP o gas licuado del petróleo es un gas combustible más pesado que el aire el cual está formado básicamente por mezclas de propano y butano en cualquier proporción, aunque la composición típica en México es de alrededor de 61% propano y 39% butano, en Estados Unidos es prácticamente propano. Aunque al momento de quemarlo a temperatura y presión atmosférica se encuentra en forma gaseosa, se almacena como líquido en cilindros a presión para su manejo y transporte. Esta presión, llamada presión de vapor, varía con la temperatura. A 20 °C, por ejemplo, la presión requerida para condensar el gas es de 2.2 kg/cm² y a 50°C se requiere una presión diez veces mayor: de 22 kg/cm². Es por eso fundamental que los tanques o cilindros que contienen gas LP no sean expuestos a fuego, pues la presión interna del tanque aumentará hasta reventar el tanque y provocar una explosión, tanto en forma líquida como gaseosa es totalmente transparente e incoloro

B.1.1 Obtención del gas LP

El gas licuado se obtiene como subproducto de varios procesos tanto del gas como de la refinación del petróleo.

B.1.1.1 Obtención del gas

Los gases propano y butano, así como pequeñas porciones de pentanos y hexanos se encuentran tanto en el gas seco como en el gas asociado al petróleo y se condensan fácilmente al comprimir o enfriar el gas, formando "gasolinas naturales". El gas LP se separa de las gasolinas naturales por evaporación. Durante todo el proceso del gas se van colectando pequeñas cantidades de condensados que pueden formar parte del gas LP. El proceso del gas aporta aproximadamente el 75% del gas licuado disponible.

B.1.1.1.2 Del petróleo

El petróleo trae disuelta cierta cantidad de componentes ligeros, los cuales son los primeros en ser separados durante procesos de despuntado y destilación atmosférica, posteriormente, durante los procesos de reformación catalítica de gasolinas se obtienen productos ligeros como propano, isobutano y butano. También durante la desintegración de productos pesados o cracking, se obtienen productos ligeros tales como propileno y butileno, que pueden ir a formar parte del gas licuado. Los gases ligeros condensables antes de ser comercializados como gas LP deben ser endulzados para quitarles el azufre a través de inyección de hidrógeno en plantas hidrodesulfuradoras, donde el azufre se retira en forma de ácido sulfhídrico. Siendo gases inodoros, se les agregan pequeñas cantidades de sustancias marcadoras como los etil mercaptanos de modo de alertar la presencia de una fuga. La refinación del crudo aporta aproximadamente el 25% del gas licuado disponible.

Los gases licuados que capturan Pemex Exploración y Producción Primaria (PEP) y Pemex Refinación (PR) son vendidos a Pemex Gas y Petroquímica Básica (PGPB) que las mezcla con su producción propia proveniente del gas no asociado que produce y del gas natural importado. PGPB vende el gas licuado a los distribuidores, quienes se encargan de su comercialización a través de cilindros, tanques estacionarios y redes de distribución por tubería. Hay dos terminales de GNL en México y otra en construcción. Además, hay otras plantas en diversas etapas del proceso de planificación. Según informes de la industria, los mayores proveedores de gas natural licuado a México son Trinidad y Tobago, Nigeria y Egipto (EIA, 2010)

B.1.2 Consumo en México

El consumo histórico nacional ha presentado diversas tendencias. De 1999 al 2000 se presentó un crecimiento de 5.8%. Del 2000 al 2004 el mercado registró variaciones, aunque con tendencias más a la baja. A partir de 2004 el descenso del consumo mostró un decremento de 3.0% en promedio anual. Es decir, en 2002 se observó el mayor consumo y ha marcado un punto de inflexión haciendo que a partir de este año se muestre una caída consecutiva en el nivel de ventas realizadas en el territorio nacional (Figura B.1).

La reducción en la demanda se explica por una serie de factores simultáneos, tales como: la elección de otros combustibles, como el gas natural, electricidad y el cambio en el comportamiento del consumidor. La expansión de infraestructura y el costo de los equipos se ha traducido en una mayor penetración de este energético en el sector residencial y servicios. Los cambios en los hábitos de consumo han favorecido a equipos sustitutos como hornos de microondas, así como al ahorro de combustible derivado del incremento en eficiencia por la sustitución tecnológica en equipos de aprovechamiento, como calentadores de agua y estufas (SENER, 2010b). Reflejo de las razones anteriores, es que al 2009 el sector residencial registró una caída con niveles históricos que no se habían registrado en los últimos 15 años, ubicándose en 184.3 mbd.

México ocupa el segundo lugar en el consumo per cápita de gas LP a nivel mundial, al ubicarse aproximadamente en 65 kg por habitante. Durante los últimos años mantuvo el primer lugar, sin embargo la fuerte subvención en el precio de venta del gas LP envasado en Ecuador motivo a que este país ocupara la primera posición. El uso de gas LP en estos dos países se encuentra destinado principalmente para el sector doméstico, compuesto por el sector residencial y servicios. Asimismo, México representa el cuarto lugar de consumo mundial por vivienda al consumir 265 kg, antecedido por Arabia Saudita, Ecuador e Iraq.

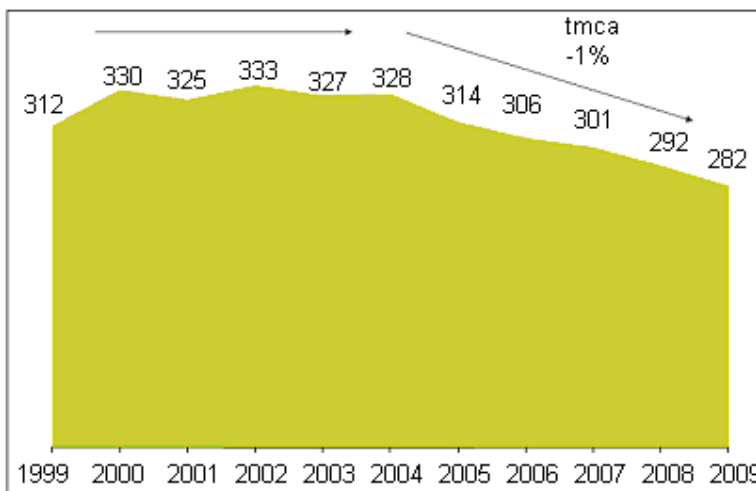


Figura B.1 Tendencia en el consumo de gas LP en México (SENER 2010b)

El consumo de gas LP en México se ubicó al 2009 en 281.8 mbd, cifra inferior en 3.5% con relación a 2008. El destino principal de la demanda se concentra en el sector residencial representando 65% del total nacional. Las regiones Centro y Centro-Occidente concentran cerca de las dos terceras partes de la demanda nacional, equivalentes a 118.8 mbd y 64.3 mbd respectivamente. En términos comparativos, el Estado de México supera el consumo de la región Noreste, Noroeste y Sur-Sureste, mientras que el Distrito Federal lo hace para la región Noroeste. En la actualidad, el gas LP es la principal opción como

combustible residencial en nuestro país ya que aproximadamente de cada 7 hogares en 5 es elegido por sus numerosos usos.

B.1.3 Consumo de gas LP a futuro en México

Con base en las estimaciones realizadas, se espera que la demanda crezca 13 mbd al 2025, respecto a los 286.7 mbd registrados en 2009 (Tabla B.1). Los sectores residencial e industrial encabezaran este crecimiento haciendo que sean los de mayor consumo y participación en la demanda nacional (64% y 12% respectivamente). Por su parte, los sectores autotransporte y servicios incidirán en un menor consumo interno (-3.4 y -0.8 de tmca). Geográficamente, la región Centro permanecerá demandando la mayor cantidad del producto, ya que tres de cada siete barriles serán consumidos a nivel nacional.

Tabla B.1 Demanda interna de gas LP por sector en el periodo 2009-2025 (SENER, 2010b)

Sector	(miles de barriles diarios)						
	2009	2010	2011	2012	2015	2020	2025
Total	286.7	291.8	291.6	300.2	301.6	301.4	299.7
Residencial	184.3	190.1	188.5	188.1	189.2	191.2	193
Servicios	40.4	40.8	40.4	39.9	38.7	36.8	35.3
Industrial	27.6	29.1	29.8	30.2	31.2	33.4	35.3
Autotransporte	25.9	22.6	20.2	18.9	16.3	15.0	14.8
Petróleo	4.9	5.2	8.8	19.1	22.1	20.6	16.3
Agropecuario	3.6	3.8	3.9	3.9	4.0	4.5	5.0

B.1.4 Consumo internacional de gas LP

Poco más de la mitad de la demanda global de gas LP se concentra en el mercado residencial y comercial, siendo su principal uso la calefacción y cocción de alimentos. En 2009, la demanda mundial se ubicó en 7.6 millones de barriles diarios (mmbd), cifra superior en 0.7% respecto al último dato de 2008. Las regiones más importantes de consumo la representan Asia, Oceanía, Norteamérica y Europa (Figura B.2), con dos terceras partes del volumen mundial (28%, 25% y 17% respectivamente).

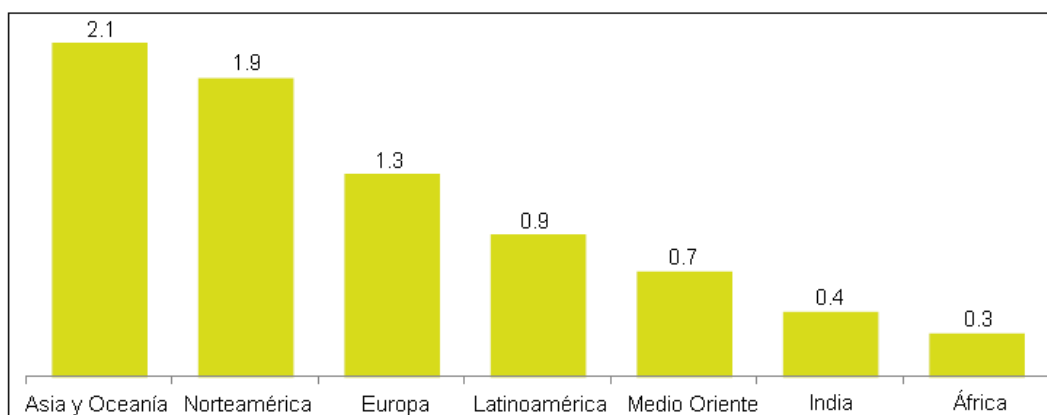


Figura B.2 Demanda regional de gas LP en 2009 en millones de barriles diarios (SENER, 2010b)

B.1.4.1 Norteamérica

El mercado norteamericano de gas LP se conforma por Estados Unidos y Canadá. Cabe mencionar que México se encuentra dentro de la región de Latinoamérica. Norteamérica se caracteriza por ser uno de los más maduros y grandes del mundo. Hasta hace pocos años Norteamérica era la región de mayor

importancia en el nivel de consumo mundial, título que ahora le corresponde a Asia. Asimismo, en los últimos años, el gas LP en esta región ha ganado mercado como materia prima de base petroquímica debido a la disponibilidad de nafta en la región. Para 2009, el mayor consumo de gas LP se registró en el sector petroquímico, contabilizando 37% del total de la demanda regional. La recesión y una mayor preferencia por el etano como insumo, provocaron que la demanda de gas LP en el sector petroquímico disminuyera cerca de 0.13 mmbd en relación al consumo de 2007. Dicha caída ocasionó un efecto en la demanda total con relación al nivel de 2000, por lo que la tasa de crecimiento anual durante 2000-2009 se ubicó en -0.2%. Una característica adicional del mercado norteamericano es su capacidad para administrar la demanda ante variaciones en los precios de gas LP.

La Costa del Golfo de México tiene una amplia capacidad de almacenamiento subterráneo, grandes terminales marítimas y a su vez una amplia industria petroquímica. Estos atributos permiten a la Costa del Golfo consumir grandes cantidades de gas LP cuando las condiciones de precio relativo son las adecuadas. Consecuentemente, cuando la oferta mundial excede la demanda de gas LP, la Costa del Golfo es el principal abastecedor de este excedente, ya que el gas LP puede procesarse como insumo petroquímico o ser almacenado hasta que los precios mejoren marginalmente.

B.1.4.2 Asia y Oceanía

El mercado más grande de gas LP se ubica en la región Noreste de Asia, siendo China su principal impulsor. Para 2009, China consumió 0.65 mmbd, representando una tasa de crecimiento promedio anual de 5.6% para el periodo 2000-2009. En términos de importancia, Japón le sigue con una demanda de poco más de 0.55 mmbd y una disminución en su consumo a una tasa de crecimiento promedio anual de -1%. Dicha disminución se debió a la recesión económica, cuyos efectos en el mercado de gas LP fueron una menor demanda durante 2008 y 2009.

Por su parte, el sureste asiático ha experimentado un crecimiento promedio anual en la demanda de gas LP de 8% desde el 2000. La demanda de gas LP se concentra principalmente en Malasia y Tailandia, los cuales se consideran mercados maduros con alta penetración en los mercados residencial y comercial. El área del Pacífico, incluyendo Oceanía, presenta un consumo de gas LP relativamente bajo. En 2009, la demanda total de la región se ubicó en 0.07 mmbd. Cabe mencionar que gran parte de esta demanda total en la región es utilizada para satisfacer los requerimientos del sector autotransporte en Australia.

B.1.4.3 Europa

Europa concentra a todos los países de ese continente, además de Rusia y países que anteriormente conformaban la Unión Soviética (Comunidad de Estados Independientes CEI). Es la tercera región más importante en el consumo de gas LP a nivel mundial, demandando en 2009 cerca de 1.3 mmbd. A pesar de que la demanda base (demanda total exceptuando la demanda sensible a variaciones en el precio) ha disminuido en Europa en el periodo 2000-2009 a una tasa de -0.4%, la demanda total se incrementó ligeramente en 2009 en relación al 2000, debido a compras de oportunidad en el sector petroquímico.

En lo que respecta a la región de los países de la CEI, la demanda total de gas LP fue de 0.37 mmbd en 2009. Entre 1990 y 1998, la demanda para el gas LP en la región disminuyó constantemente debido a la debilidad económica prevaleciente por conflictos bélicos.

B.1.4.4 Medio Oriente

La región de consumo en el Medio Oriente abarca los países de la Península Arábiga, Irán, Iraq, Israel, Jordania, Líbano y Siria, cuya demanda de gas LP fue de 0.7 mmbd en 2009. El Medio Oriente registró

el mayor incremento de volumen de demanda en el mundo en el 2009 con respecto al 2008, con un aumento de 0.09 mmbd. Cabe mencionar que cerca del 90% de dicho incremento se generó en el sector doméstico. Irán representa el segundo gran consumidor de gas LP en el Medio Oriente, contabilizando aproximadamente 20% de la demanda regional. Se espera que el uso de gas LP en el sector petroquímico iraní se incremente en el largo plazo.

B.1.4.5 Latinoamérica

El mercado latinoamericano, que incluye México, Centroamérica, Sudamérica y el Caribe, es el cuarto consumidor más grande del mundo de gas LP. Dentro de la región, el 75% del gas LP se utiliza en el sector residencial/comercial. La demanda conjunta de México, Brasil y Venezuela explica dos terceras partes el consumo de gas LP en la región. La demanda de gas LP en Latinoamérica disminuyó de 0.9 mmbd en 2008 a 0.89 mmbd en 2009. Dentro de América Latina, el consumo de gas LP se ha concentrado para satisfacer las necesidades del sector residencial-comercial. En 2008, la demanda de este sector representó el 75% de consumo total en la región. México predominó hasta el 2007 como el mercado con el mayor consumo per cápita de gas LP para el sector residencial del mundo, sitio que actualmente es ocupado por Ecuador. En términos de volumen absoluto, México se coloca en el séptimo sitio a nivel mundial, por debajo de Estados Unidos, China, Japón, India, Arabia Saudita y Rusia.

B.1.4.6 África

En 2009, la demanda total de gas LP se ubicó en 0.34 mmbd, concentrándose en la parte norte del continente, zona que consume cerca del 85% del total. Los consumidores más importantes en África son Argelia, Egipto y Marruecos. Egipto es el país con mayor consumo de gas LP en la región, contabilizando cerca de una tercera parte del consumo total, seguido de Argelia y Marruecos.

B.1.5 Escenario a futuro internacional de gas LP

En términos sectoriales, para el periodo 2009-2013, el crecimiento esperado de la demanda de gas LP para el sector autotransporte se espera sea de 3% anual. Por su parte, el correspondiente para el sector residencial-comercial se prevé fluctuó dentro del intervalo de 2% y 3% para el mismo periodo. La demanda de gas LP en Estados Unidos y Canadá crecerá a una tasa promedio anual de 2.4% para el mismo periodo de 2009-2013. Por su parte, se espera que la demanda de gas LP en Latinoamérica llegue a 0.96 mmbd al 2013, lo que representa una tasa de crecimiento promedio anual de cerca de 2%. Brasil tendrá el mayor crecimiento en términos absolutos en la región, llegando a 0.23 mmbd en 2013.

Se pronostica que la demanda total de gas LP en Europa se incremente a una tasa promedio anual de 2.8% para 2009-2013, debido principalmente a la sustitución de nafta en la industria petroquímica. Asimismo, se espera que la demanda total de gas LP en la CEI alcance los 0.42 mmbd al 2013. El mayor incremento se prevé sea en Medio Oriente con una tasa promedio anual de 8%, las razones se deben principalmente al aumento de la demanda del sector petroquímico.

Arabia Saudita representa la mayor demanda en este sector y ocupa actualmente 74% de la demanda del sector petroquímico en la región. Dicha participación se espera aumente ligeramente para el mismo periodo. A su vez, se estima que la demanda de gas LP para el Medio Oriente del sector residencial-comercial crezca a una tasa promedio anual de 2.7%. Por parte de India, se estima que la demanda crezca a una tasa promedio anual de 5% en el periodo 2009-2013, mientras que para el sureste de Asia y Pacífico, se espera que el crecimiento sea mayor al llegar a 7% anual al 2013.

Por su parte, se pronostica que al 2013 la producción mundial de gas LP supere los 8.7 mmbd. Parte del incremento esperado en la producción provendrá del aumento en la producción de gas asociado y de

mayor actividad esperada en la refinación de crudo a medida que la economía se recupere. El resto del incremento en la producción provendrá de proyectos de gas de roca sedimentaria (*shale gas*), GNL y gas a líquidos, estos productos ligados principalmente a proyectos de gas asociado.

Para el periodo de estimación (2009-2013) se prevé que el crecimiento de la oferta supere a la demanda tipo base, lo que activará los mecanismos de precios para que la industria petroquímica tome el exceso de oferta en forma de demanda sensible al precio. Debido a lo anterior, se espera que en este periodo el crecimiento promedio anual de la demanda en la industria petroquímica sea de 7%. La producción de gas LP en China y para la región de Asia proviene de refinerías y se estima que continúe aumentando considerablemente por parte de China en el futuro, a medida que la demanda para los productos refinados se amplíe.

Finalmente, en África durante el periodo 2000-2009 la demanda de gas LP creció a una tasa promedio anual de 4%. Se espera que ese ritmo de crecimiento se mantenga durante el periodo 2009-2013. Debido a que la oferta superará la demanda y no hay desarrollo del sector petroquímico que permita absorber el excedente de gas LP, se estima que las exportaciones netas aumenten de 0.23 mmbd de 2009 a 0.3 mmbd al 2013.

Bibliografía

- Amlinger, F., Peyr, S. y Cuhis, C. 2008. Greenhouse emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste management and research*. 26(1):47-60.
- Ansorena, J. 2008. Composting in Guipúzcoa. *RETEMA*. 128:34-43.
- Aubert, C. 1998. El huerto biológico. Ed. Integral Barcelona. Barcelona, España.
- Barreira, L., Philippi, A., Rodrigues, M. y Tenorio J. 2008. Physical analyses of compost from composting plants in Brazil. *Waste management*. 28(8):1417-1422.
- Beck-Friis, B., Pell, M., Sonesson, U., Jönsson, H. y Kirchmann, H. 2000. Formation and emisión of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste. *Environmental monitoring and assessment*. 62(3):317-331.
- Boldrin, A., Andersen, J., Møller, T., Christensen, T. y Favoino, E. 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste management and research*. 27:800-812.
- Bond, T. y Sun, H. 2005. Can reducing black carbon emissions counteract global warming?. *Environmental Science & Technology*. 39:5921-5926.
- Canovas, A. 1993. Tratado de Agricultura Ecológica. Ed. Instituto de Estudios Almerienses de la Diputación de Almería. Almería, España.
- Cerisola, C. 1989. Lecciones de Agricultura Biológica. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- CEU, 1999. Directiva de la Council of European Union 1999/31/EC, on the landfill of waste. Bélgica, Bruselas.
- Chung, Y. 2007. Evaluation of gas removal and bacterial community diversity in a biofilter developed to treat composting exhaust gases. *Journal of hazardous materials*. 144(1-2):377-385.
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrel, X., Font, X., Sánchez A., Artola, A y Rieradevall J. 2009. Performance of fan industrial biofilter from a composting plant with in the removal of ammonia and VOCs after material replacement. *Journal of chemical technology and biotechnology*. 84 (8):1111-1117.
- CONCAWE, 2004. Well-to-Wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context, Joint Research Centre of the EU Commission, and European Council for Automotive, R&D Version 1b, 60 pp. Bélgica, Bruselas.
- Curtis, C., Brenniman, G. y Hallenbeck, W. 1992. Cost calculations at MSW composting sites. *BioCycle*. 33(1): 70-72.
- Delucchi, M. 2005. A multi-country analysis of life cycle emissions from transportation fuels and motor, Institute of Transportation Studies, University of California. California, E.E U.U.
- Elsayed, M., Matthews, R. y Mortimer, N. 2003. Carbon and energy balances for a range of biofuel options, resources research unit, Sheffield Hallam University, 71pp. Londres, Reino Unido.

- Governo, J., Kiepper, B., Das, K. y Sellers, J. 2000. Bioconversion feasibility study for Clay, Quitman, and Randolph Counties. University of Georgia Engineering Outreach Division. Georgia, E.E. U.U.
- Greene, N. 2004. Growing energy: How biofuels can help end America's oil dependence, Natural Resources Defense Council, 78pp. Nueva York, E.E. U.U.
- Haberl, H., Erb, K. y Krausmann, F. 2007. Human appropriation of net primary production, internet encyclopedia of ecological economics. The International society for ecological economics.
- Hannequeart, J y Radermarker, F. 2003. Methods, costs and financing of waste. Collection in Europe: General Review comparisson of various nacional policies. Publicacion de: Association of cities and regions for recycling in Europe. Bruselas, Bélgica.
- Haug, R., 1993. The practical handbook of the compost engineering. Lews publishers. Boca Raton Florida, E.E. U.U.
- Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centenero, M., Caimi,V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W. y Antler, S. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia. Waste and resources action programme. Bambury, Reino Unido.
- Hoogwijk, 2003. Exploration of the Ranges of the Global Potential of Biomass for Energy. ***Biomass and Bioenergy***. 25:119-133.
- IPCC, 2007. "Climate Change 2007: Mitigation", Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- Larson, E. 2006. A review of life cycle analysis studies on liquid biofuel system for the transport sector. ***Energy for Sustainable Development***. 10(2):109-126
- Macedo, I., Leal, M. y da Silva, J. 2004. Assessment of greenhouse gas emissions in the production and use of fuel ethanol in Brazil, São Paulo State Secretariat of the Environment, 37 pp. São Paulo, Brasil.
- Martínez-Blanco, J., Colón. J., Gabarrel, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A y Rieradevall, J. 2009. Emissions and environmental assessment of the home composting of two domestic wastes. In: The proceedings of the III internacional conference of life cycle assessment in Latinoamérica. Pucón, Chile.
- Martínez-Blanco, J., Colón. J., Gabarrel, X., Font, X., Sánchez A., Artola, A y Rieradevall J. 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. Barcelona. España.
- Pagans, B., Barrena, R., Font, X. y Sánchez, A. 2006 Ammonia emissions from the composting of different organic waste, dependency on process temperature. ***Chemosphere***. 62(9):1534-1542.
- Parikka, M. 2004. Global Biomass Fuel Resources. ***Biomass and Bioenergy***. 27:613-620.
- Quirin, M., Gartner, S., Pehnt, M. y Reinhardt, G., 2004. CO₂ Mitigation through biofuels in the transport sector: Status and perspectives, main Report, Institute for Energy and Environmental Research (IFEU) 57pp. Heidelberg, Alemania.
- REN21, 2010. Renewables 2010: Global status report. Paris, Francia.

Renko, M., Safley, C. y Chaffin, J. 1994. A cost analysis of municipal yard trimmings composting. ***Compost Science and Utilization***. 2(2): 22-34.

SAGARPA, 2009. Programa de producción sustentable de insumos para bioenergéticos y de desarrollo científico y tecnológico. Publicación de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México, D.F., México.

SENER, 2006. Potenciales y viabilidad del uso de bioetanol y biodiesel para el transporte en México. Publicación de la Secretaría de Energía. México, D.F., México.

SENER, 2010b. Prospectiva del mercado de gas lp 2010-2025. Publicación de la Secretaría de Energía. México, D.F., México.

Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K. y Bates, J. 2001. Waste management options and climate change, final report. European Comisión, DG environment. Luxemburgo, Luxemburgo.

USCC, 1996. Municipal scale composting: A decision makers guide to technology selection. Publicado por la United States Chamber of Commerce. Nueva York, E.E. U.U.

Wang, M., Saricks, C. y Santini, D. 1999. Effects of fuel ethanol use on fuel-cycle energy and greenhouse gas emissions, ANL/ESD-38, Argonne National Laboratory, Argonne, 39 pp. Illinois, E.E. U.U.

WI. 2007. Biofuels for transport: Global potential and implications for sustainable energy and agricultura Publicación deL Worldwatch Institute. E.E. U.U.