

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.

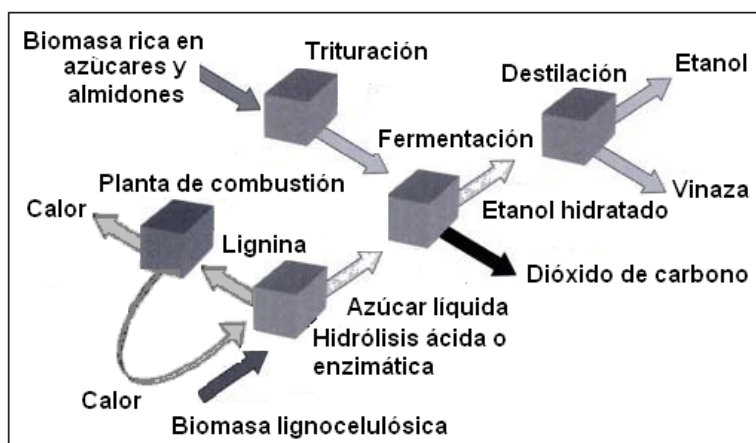


Figura A.1 Producción de etanol (Sims, 2002)

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 %.

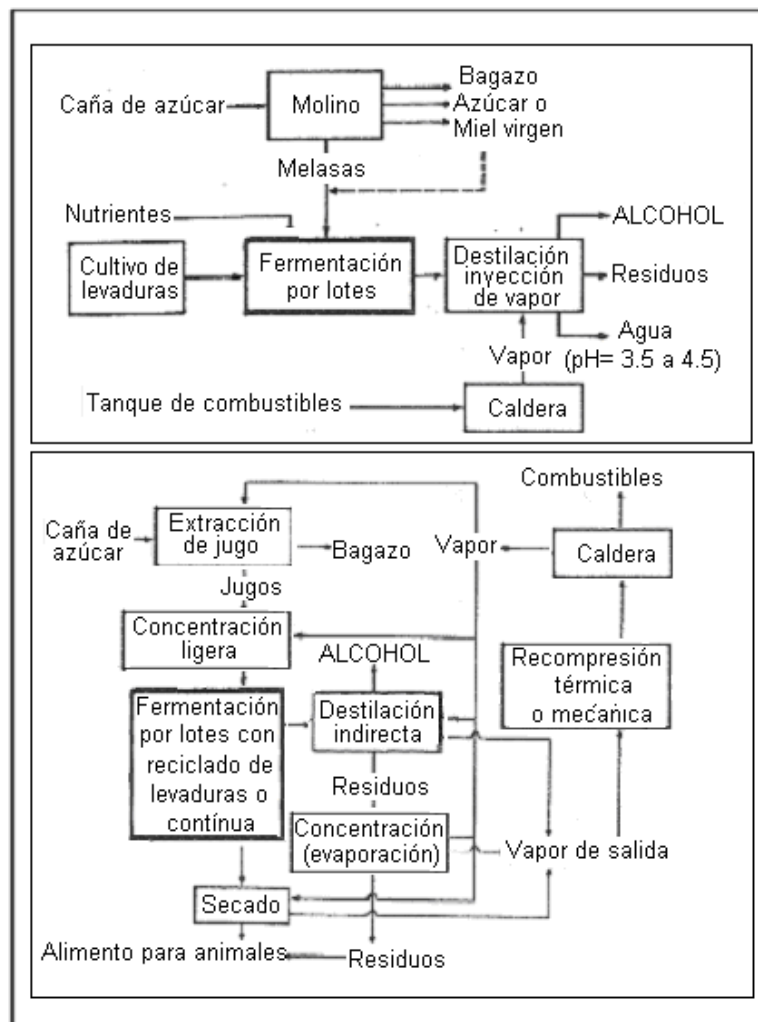


Figura A.2 Procesos de producción de alcohol modificada (Concheiro y Viqueira, 1985)

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 diésel (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.

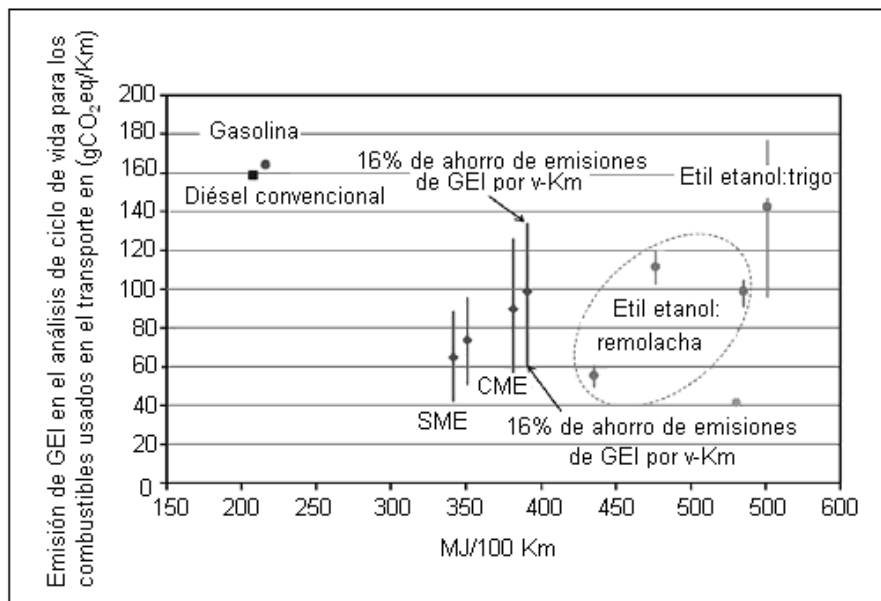


Figura A.3 Análisis de ciclo de vida de los requerimientos energéticos y emisión de GEI para modos convencionales de biocombustible comparados con los modos de gasolina y diésel (Concawe, 2004)

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)

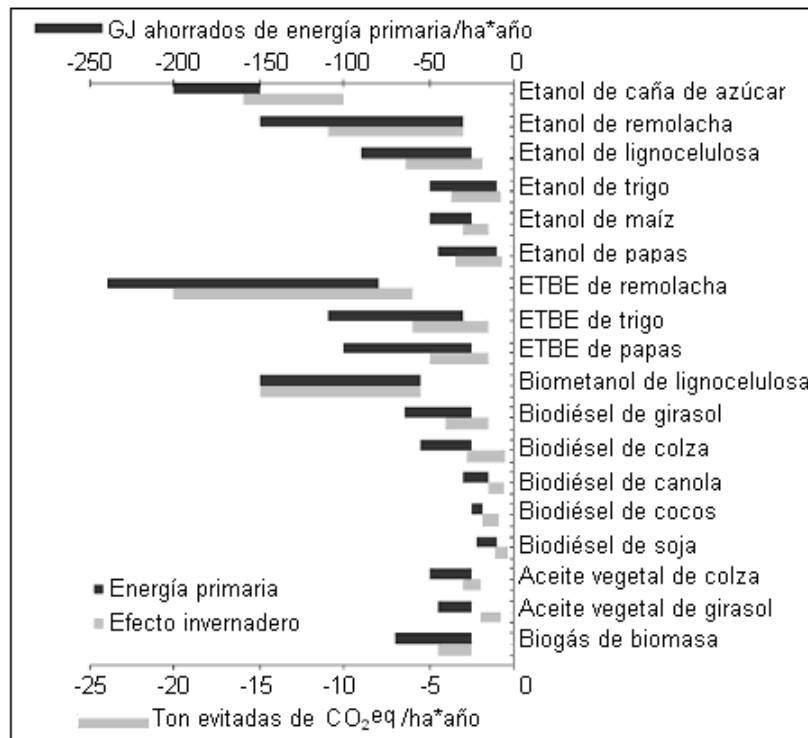


Figura. A.4 Ahorros en energía por hectárea por año en la energía primaria fósil y en emisiones de GEI (Quirin y col., 2004)

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.

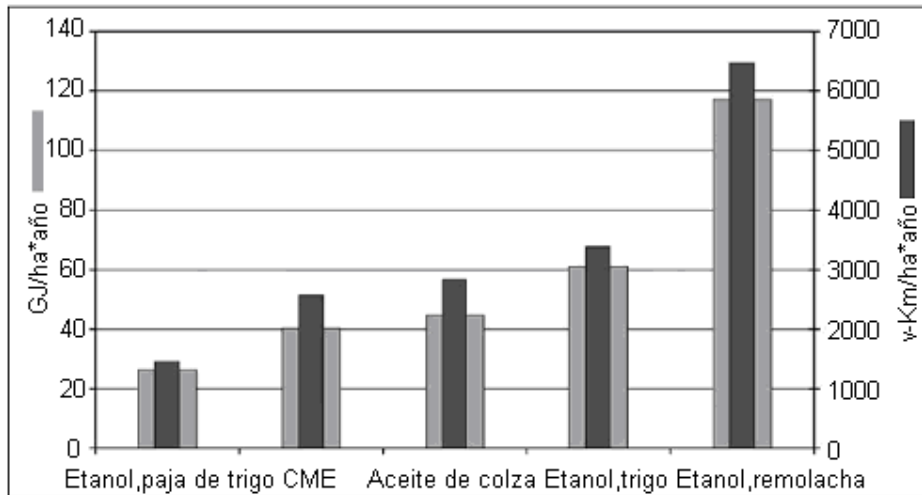


Figura A.5 Producción de bio-combustible y V-Km recorrido por hectárea de tierra utilizada para cosechar biomasa (Elsayed y col., 2003)

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, éste 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 N_2O , 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.

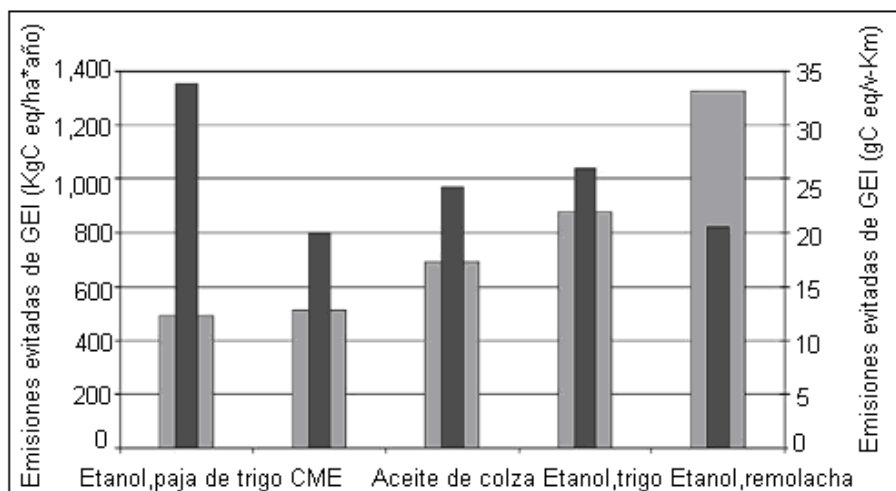


Figura A.6 Emisiones evitadas de GEI/ ha*a y por v-Km de servicios de transporte de diversos bio-combustibles (Elsayed y col., 2003)

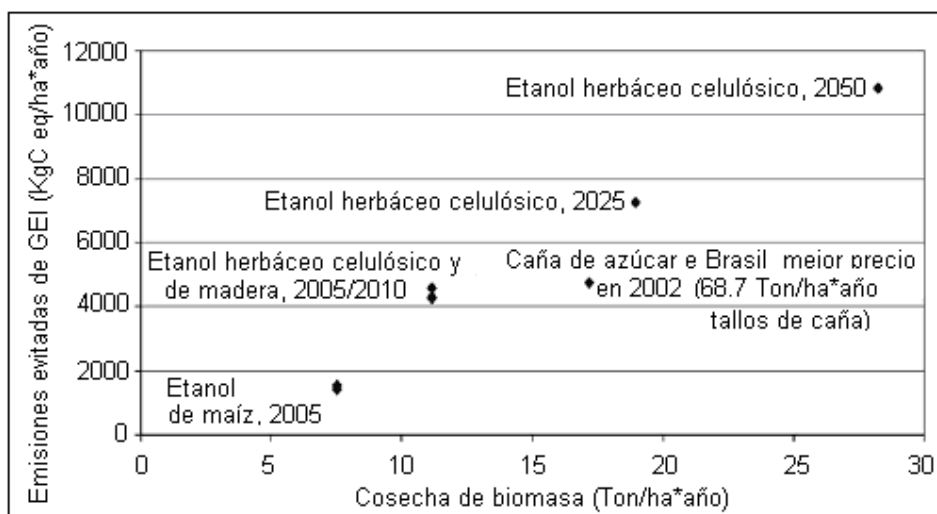


Figura A.7 Emisiones evitadas de GEI como función de las cosechas de biomasa para la producción de bio-etanol (Wang y col., 1999; Greene, 2004; Macedo y col., 2004)

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 antifúngicos 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 reinvasan 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.

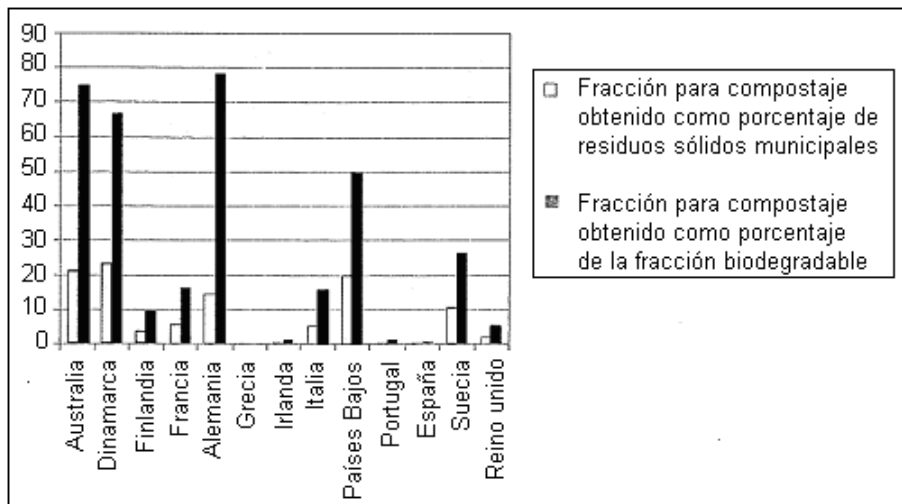


Figura A.8 Fracción de residuos sólidos municipales y residuos biodegradables recolectados como fracción separada para compostaje (Hogg y col., 2002)

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).

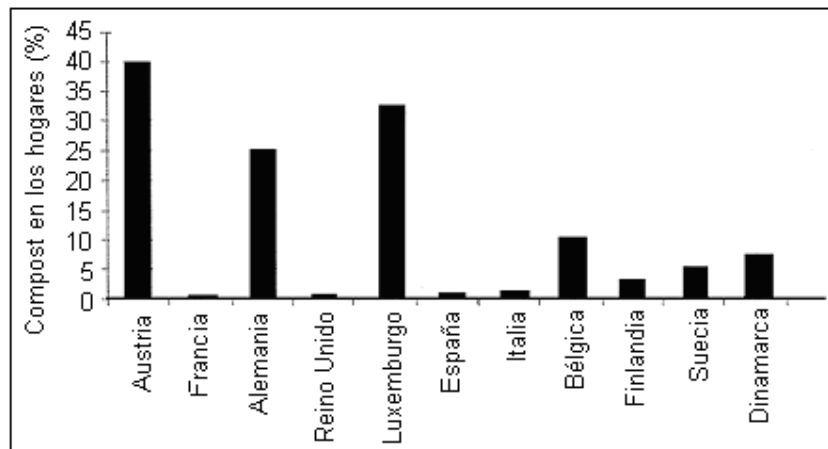


Figura A.9 Compostaje en los hogares en algunas ciudades Europeas (Hannequart y Radermaker, 2003)

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, amoníaco, 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

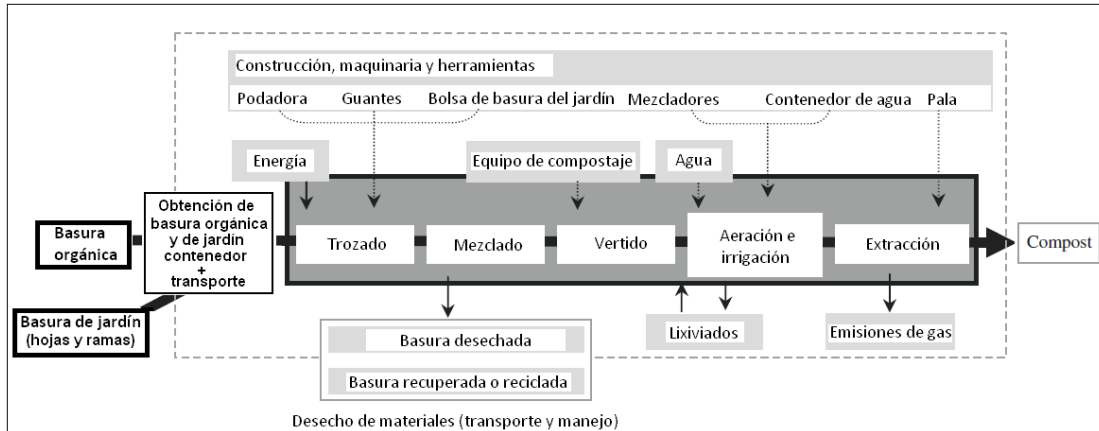


Figura A.10 Definición y límites del sistema de compostaje casero, sus fases y flujos de entrada y salida (Martínez-Blanco y col., 2010)

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

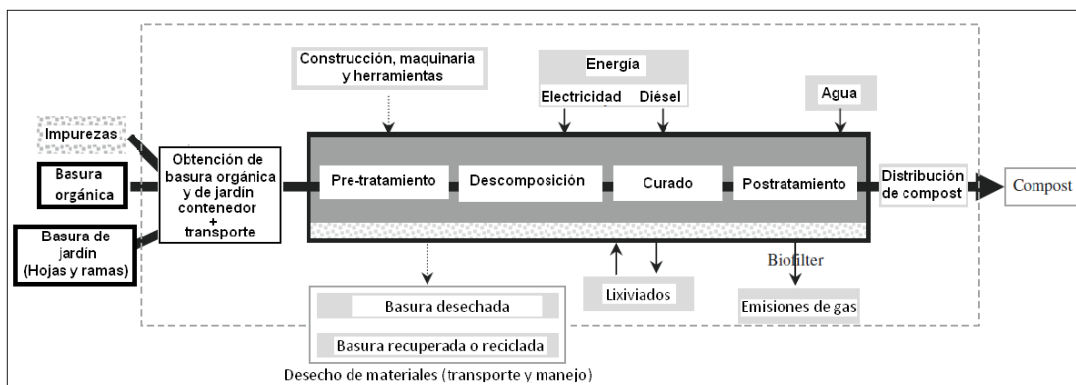


Figura A.11 Definición y límites del sistema de compostaje industrial, sus fases y flujos de entrada y salida (Martínez-Blanco y col., 2010)

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 m³) 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 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 Kg NH₃ 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 fotoquímico (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%.

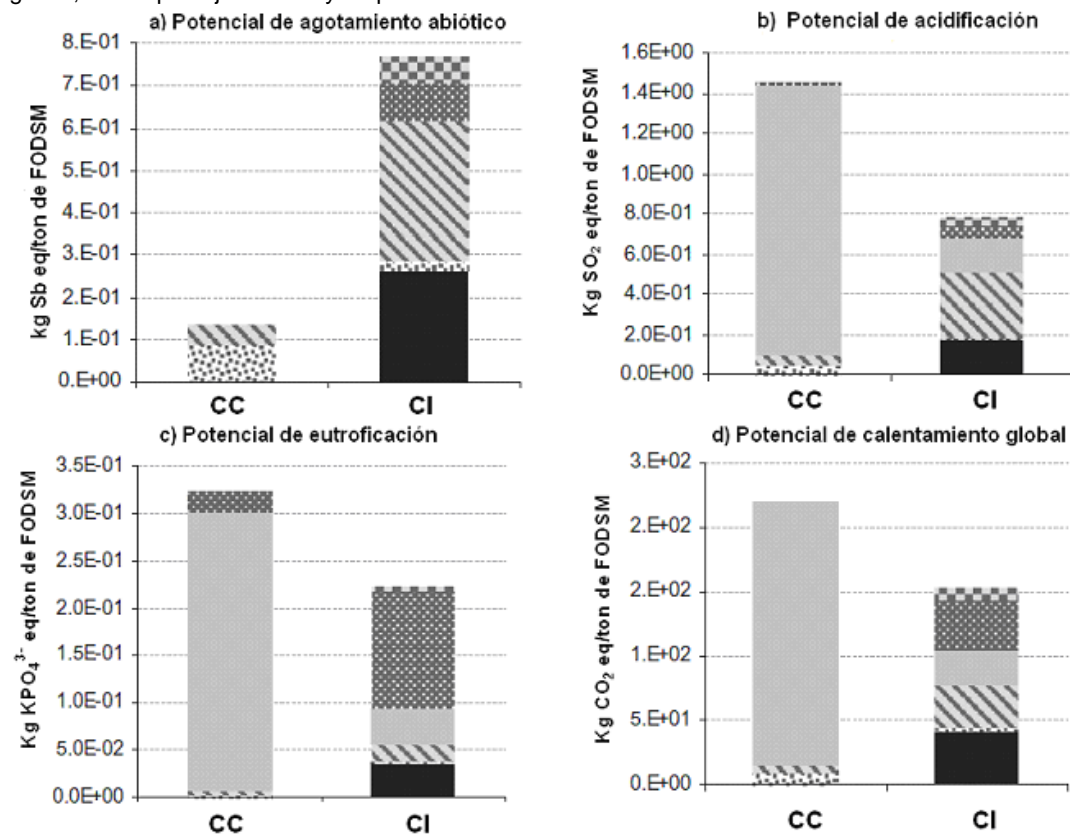
Tabla A.7 Contribución al impacto ambiental total de los puntos considerados en el proceso de compostaje industrial (Martínez-Blanco y col., 2010)

%	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 nítrico y amoniaco 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.



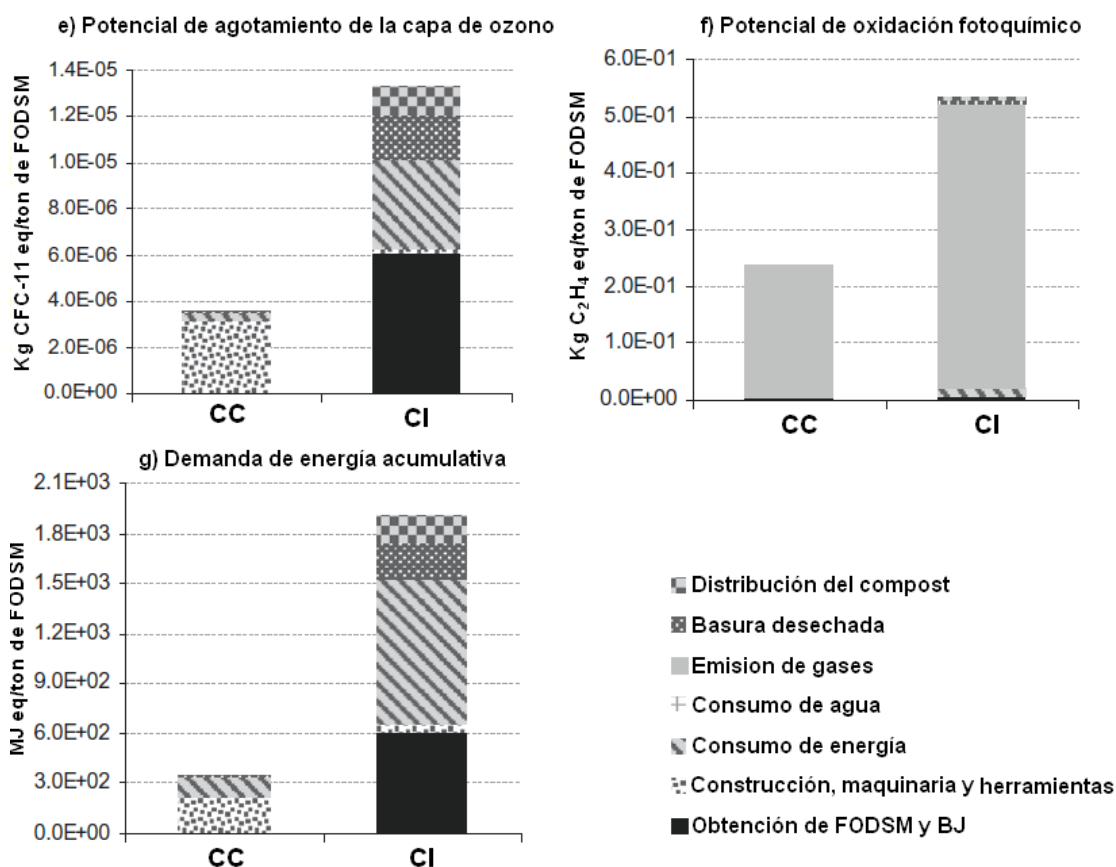


Figura A.12 Comparativo de los impactos ambientales de las dos metodologías de compostaje por tonelada (Martínez-Blanco y col., 2010)

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 NH₃, N₂O y CH₄ 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 tiene 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).

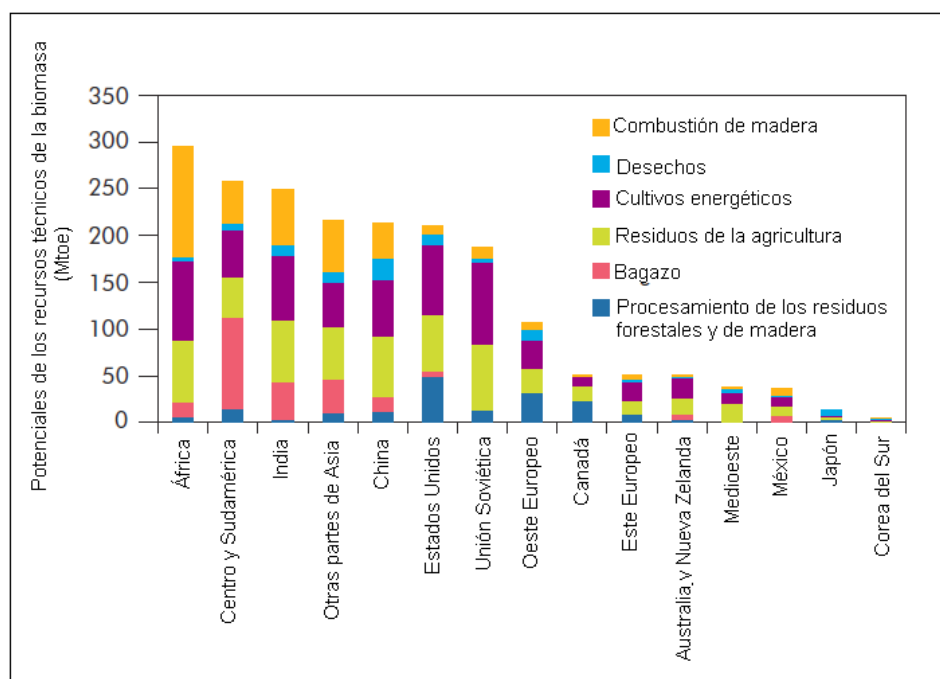


Figura A.13 Potenciales de los recursos técnicos de la biomasa al año 2050 (VTT, 2007)

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)

	Miles de millones de litros al año				
Producción anual etanol	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

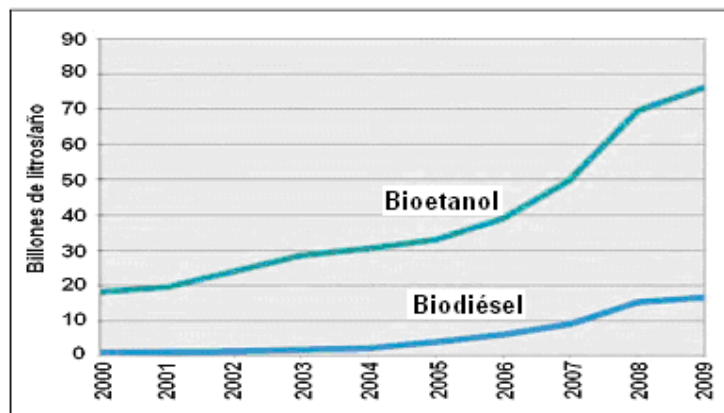


Figura A.14 Producción de bioetanol y biodiésel en periodo 2000-2009 (REN21, 2010)

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 Miguelon	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.

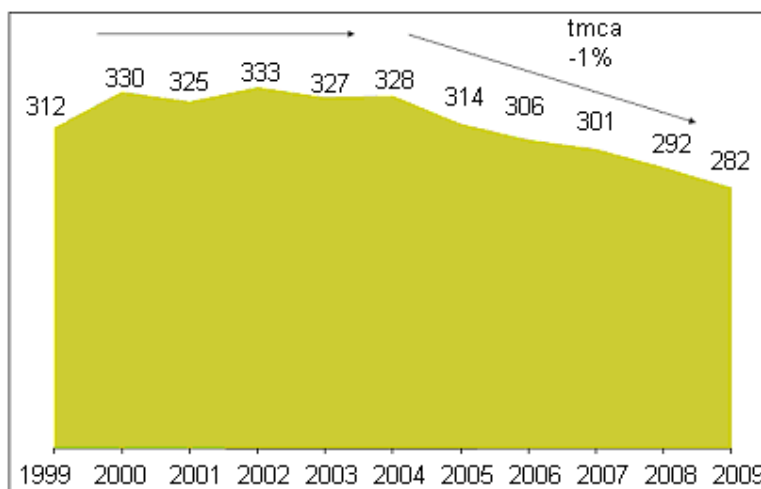


Figura B.1 Tendencia en el consumo de gas LP en México (SENER 2010b)

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).

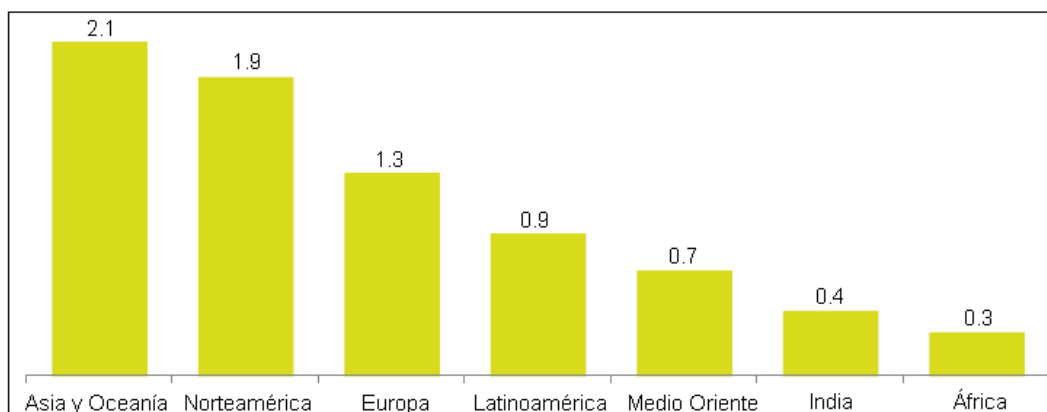


Figura B.2 Demanda regional de gas LP en 2009 en millones de barriles diarios (SENER, 2010b)

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., Möller, 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.