



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN ECONOMÍA
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS Y FACULTAD DE
ECONOMÍA
CAMPO: ECONOMÍA DE LOS RECURSOS NATURALES Y DESARROLLO
SUSTENTABLE

EVALUACIÓN ECONÓMICO-ECOLÓGICA DE LAS ALTERNATIVAS DE
MANEJO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA MITIGAR GASES DE
EFECTO INVERNADERO EN LA CIUDAD DE MÉXICO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTORA EN ECONOMÍA

PRESENTA:
JUANA ITZCHEL NIETO RUIZ

TUTORA: DRA. VERONIQUE SOPHIE ÁVILA FOUCAT
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS

MIEMBROS DEL COMITÉ:

DR. ALONSO AGUILAR IBARRA. INSTITUTO DE INVESTIGACIONES
ECONÓMICAS
DRA. RINA GUADALUPE AGUIRRE SALDIVAR. POSGRADO EN ECONOMÍA
DR. FERNANDO RELLO ESPINOSA. FACULTAD DE ECONOMÍA
DRA. TERESITA ROMERO TORRES. POSGRADO EN ECONOMÍA

MÉXICO, D. F. OCTUBRE 2014.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Evaluación económico-ecológica de las alternativas de manejo de Residuos Sólidos Urbanos para mitigar Gases de Efecto Invernadero en la Ciudad de México.

Índice

INTRODUCCIÓN.....	4
CAPÍTULO 1. LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	9
1.1 DEFINICIÓN Y CLASIFICACIÓN DE LOS RESIDUOS	9
1.2 LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS COMO GENERADORES DE GEI	11
1.3 LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS.....	14
1.3.1 EL ENFOQUE DE PRE Y POST CONSUMO.....	16
1.3.2 LAS ALTERNATIVAS DE GESTIÓN.....	18
1.3.3 FACTORES QUE INCIDEN EN LA GESTIÓN.....	24
1.4 DIAGNÓSTICO DE LA GENERACIÓN, TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN FINAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN MÉXICO.	31
CAPÍTULO 2. LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS DESDE LA PERSPECTIVA DE LA ECONOMÍA.	44
2.1 LA ECONOMÍA AMBIENTAL COMO ENFOQUE DE ESTUDIO PARA LOS RSU.....	45
2.1.1 COSTOS DE LAS EXTERNALIDADES DE LAS ALTERNATIVAS DE GESTIÓN.....	47
2.2 LA ECONOMÍA ECOLÓGICA COMO ENFOQUE DE ESTUDIO PARA LOS RSU.	52
2.2.1 EVALUACIONES DE CICLO DE VIDA PARA ESTUDIAR LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS.	56
CAPÍTULO 3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA EL ESTUDIO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.	61
3.1 CICLO DE VIDA COMO METODOLOGÍA PARA VALORAR IMPACTOS AMBIENTALES.	61
3.1.1 TIPOS DE VALORACIÓN DE CICLO DE VIDA	64
3.2 ANÁLISIS DE FLUJO DE MATERIALES.	67
3.3 ANÁLISIS DE FLUJO DE ENERGÍA.....	69
3.4 VALORACIÓN DE IMPACTOS.....	72
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN.....	77
4.1 PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO DE LA INVESTIGACIÓN.....	78
4.2 SECUENCIA METODOLÓGICA.	79
ETAPA 1. VCV. DEFINICIÓN DE LA UNIDAD DE ESTUDIO	81
ETAPA 2.VCV. EL INVENTARIO DE CICLO DE VIDA.	81
ETAPA 3. VCV. VALORACIÓN DE IMPACTOS Y ESTIMACIÓN DE COSTOS	90
ETAPA 4. VCV. INTERPRETACIÓN Y ANÁLISIS DE MEJORA.....	102
CAPÍTULO 5. ESTIMACIÓN DE COSTOS DEL MANEJO DE LOS RESIDUOS BASADOS EN EL ANÁLISIS DE SU CICLO DE VIDA.....	103
5.1 CARACTERÍSTICAS GENERALES (ETAPA 1)	103
5.2 DELIMITACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LAS ETAPAS DEL SISTEMA (ETAPA 2)	110
5.2.1 RECOLECCIÓN Y TRANSPORTE.....	111
5.2.2 TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN FINAL	118
5.2.2.1 COMPOSTAJE DE RESIDUOS.....	118

5.2.2.2 TRATAMIENTO MECÁNICO-BIOLÓGICO DE RESIDUOS.....	123
5.2.2.3 INCINERACIÓN.....	126
5.2.2.4 DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS EN RELLENO SANITARIO.....	131
5.3. ESTIMACIÓN DE COSTOS POR LOS IMPACTOS AMBIENTALES Y SOCIO-ECONÓMICOS (ETAPA 3).....	136
5.3.1 ESTIMACIÓN DE COSTOS POR LOS IMPACTOS AMBIENTALES.....	136
5.3.2 ESTIMACIÓN DE COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO POR IMPACTOS ECONÓMICOS DIRECTOS.....	146
5.3.3 ESTIMACIÓN DE COSTOS POR IMPACTOS EN LA SALUD.....	148
RESUMEN DE COSTOS POR LOS IMPACTOS AMBIENTALES Y ECONÓMICO-SOCIALES.....	151
CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	152
6.1 ANÁLISIS DE RESULTADOS Y OPORTUNIDADES DE MEJORA EN LA INVESTIGACIÓN (ETAPA 4.).....	152
6.1.1 RECOLECCIÓN Y TRANSPORTE.....	153
6.1.2 TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN FINAL DE LOS RESIDUOS.....	155
6.1.3 OPORTUNIDADES DE MEJORA.....	162
6.2. CONSIDERACIONES DE POLÍTICA PÚBLICA Y ECONOMÍA ECOLÓGICA.....	164
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES.....	170
ANEXOS.....	172
ANEXO 1. GLOSARIO DE TÉRMINOS.....	172
ANEXO 2. CURVA DE COSTOS DE ABATIMIENTO DE GEI PARA MÉXICO AL 2030.....	176
ANEXO 3. GUÍA DE ENTREVISTA.....	176
ANEXO 4. ESTIMACIÓN DE COSTOS DE OPORTUNIDAD EN EL MANEJO DE LOS RSU.....	179
ANEXO 5. PROCEDENCIA DE LOS DATOS E INFORMACIÓN BASE PARA LOS CÁLCULOS.....	184
BIBLIOGRAFÍA.....	203

Introducción

La transformación de la materia y la energía, así como la consecuente generación de residuos es parte de los procesos naturales terrestres. Sin embargo, la aparición del hombre en la Tierra y el desarrollo de sus comunidades, han contribuido a modificar la velocidad de generación y las características fisicoquímicas de los residuos que se depositan y contaminan el ambiente.

La generación de residuos, asociada a las actividades antropogénicas, resulta de la transformación de los recursos naturales y su consecuente producción de materiales de desecho, cuyas características limitan su utilización en el proceso que los generó. Por ello, la sociedad está dispuesta a pagar para librarse de ellos. Su generación es reflejo de las formas de producción y consumo de la sociedad, del proceso de globalización de la economía y del comercio en el mundo (Concha, 2003), donde la evolución económica de los países ha resultado en cambios en la composición, volumen y manejo de sus residuos.

Es decir, que en realidad, el problema de la gestión de los residuos sólidos, entendida como una serie de acciones orientadas a darles el mejor manejo posible desde el punto de vista económico y ambiental tiene origen en la falta de reconocimiento de su naturaleza económica, por estar vinculado a los estilos de vida, preferencias individuales y patrones de consumo y desarrollo de las comunidades humanas. Situación que ha ido cambiando con el tiempo, aunque no con la velocidad suficiente para evitar la crisis actual (Goddard, 1995). Además, la falta de instrumentos adecuados de política pública conlleva a que la presión sobre el ambiente, debido al consumo de recursos y a la generación de residuos, sea insostenible.

Resulta importante que la sociedad tome en consideración los costos e implicaciones globales de las alternativas de gestión de residuos; que valore y consuma eficientemente sus recursos naturales y procure reducir sus impactos en el medio ambiente (entendido éste como un proveedor de factores productivos: materiales, energía, fuentes de servicios ecológicos y ocio, y no como sumidero de residuos). Así mismo, se considere que los problemas de la contaminación tienen un componente económico, asociado a los impactos de las actividades humanas sobre los servicios de los ecosistemas y que sobrepasar su capacidad de carga tiene un costo multidimensional.

Los impactos derivados de la gestión inadecuada de los residuos, son un ejemplo de trampa social, porque cuando el comportamiento de los individuos sigue incentivos de corto plazo conlleva a problemas de largo plazo para toda la sociedad y las generaciones futuras, que resultan dañinos para la salud y el ambiente (Clites *et al.*, 1991). Se requiere de un cambio en el enfoque de

recuperación de costos post-daño hacia una aproximación de prevención y reducción de los residuos.

La estimación de los costos de la gestión de los residuos sólidos es necesaria para determinar la forma más efectiva y menos costosa de atender el problema (González, 2001). Para ello, se requiere considerar sus efectos asociados, por ejemplo, las externalidades económicas y ambientales de la separación y reciclaje de residuos descritas por Berglund (2006) y Caplan *et al.*, (2002), y los impactos sociales y ambientales vinculados a su tratamiento (Boldrin *et al.*, 2011; Dijkgraaf *et al.*, 2004; Miranda y Hale, 1997; Sasao, 2004; Smith *et al.*, 2011; Volleberg, 1997 y Zhao *et al.*, 2011.). La selección de las opciones, también dependerá de las características y volumen de los residuos sólidos generados. Éstos a su vez, están influenciados por diversos aspectos, como las condiciones socioeconómicas de las comunidades que los generan y por el territorio mismo.

México es un país muy heterogéneo, con marcadas diferencias en las condiciones socioeconómicas y distribución geográfica de su población, y en las características de su territorio. La implementación de estrategias orientadas a atender la problemática del manejo de sus residuos sólidos es relativamente reciente y presenta diferentes niveles de rezago en su atención. Por ello, se requiere que la búsqueda de soluciones en el país sea focalizada a sitios o poblaciones específicos.

La Ciudad de México, es la mayor concentración urbana del país, con más de 8.8 millones de habitantes y una extensión territorial de 1,485 km² (al considerar a la ciudad y la zona metropolitana, se estiman 20 millones de habitantes ubicados en 7,854 km²) y una de las ciudades más grandes del mundo (INEGI, 2010). Presenta importantes tendencias de incremento en el volumen de generación de residuos sólidos.

La generación *per capita* de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) de la Ciudad de México en 2010 se estimó en 1.32 kg/hab/día (GODF, 2010), cifra que es 35.2 % mayor a la generación nacional *per capita* promedio en el mismo año, que fue de 0.976 Kg/día. Además como ciudad enfrenta cada vez mayores dificultades para encontrar sitios donde depositar sus residuos, problemática que es común a otras grandes urbes a nivel global. Ello convierte al Distrito Federal en un sitio interesante desde la perspectiva económica-ecológica para estudiar las opciones de manejo de residuos, particularmente, aquellas que podrían contribuir a mitigar otras problemáticas de alcance global, como el cambio climático. En el caso de México, el rubro de los residuos contribuye con el 14% de la generación nacional total de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), estimada en 715 MtCO₂e en 2006, equivalente a 99.6 MtCO₂eq., (INEGEI, 2007).

El análisis de las alternativas de gestión disponibles para atender la problemática del manejo y tratamiento de los residuos, en el marco de la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), requiere de criterios para seleccionar aquellas que resulten más costo-eficientes. En este contexto, surgen

las siguientes preguntas de investigación: ¿Qué alternativa o combinación de éstas permitiría reducir la generación de Gases de Efecto Invernadero (GEI) u otras emisiones contaminantes en la Cd. de México por el manejo de los residuos al menor costo económico-ecológico?, y al tener como referencia las experiencias de gestión de residuos en México y otros países, ¿La disposición final de los Residuos Sólidos Urbanos en rellenos sanitarios incluso con recuperación de energía es la mejor alternativa económica y ecológica para la Ciudad de México?

Para integrar una respuesta a dichas interrogantes, el planteamiento de partida de la presente investigación se basa en la siguiente hipótesis: A través de un modelo de economía ecológica, que integre el análisis de su ciclo de vida, es posible determinar la opción de manejo de residuos (o combinación de éstas) más costo-eficiente. Entonces, la mejor alternativa será aquella que en términos de sus balances de energía y materia, y la valoración de sus costos económicos y ecológicos, demuestre ser la opción más costo-eficiente.

El Objetivo general de la presente investigación es:

Plantear una metodología para estimar y analizar las implicaciones ecológicas y económicas asociadas a las alternativas de manejo de los Residuos Sólidos Urbanos, a través de la valoración de su ciclo de vida en la Ciudad de México.

Objetivos específicos:

1. Estudiar desde la perspectiva de la economía ecológica, a las alternativas de manejo de los Residuos Sólidos Urbanos que están asociadas a la mitigación de emisiones GEI basado en el análisis de su ciclo de vida.
2. Desarrollar un planteamiento metodológico basado en criterios de economía ecológica para analizar las opciones de manejo de residuos.
3. Generar información sobre el aprovechamiento y valorización de los residuos sólidos basada en el análisis de los costos económicos y ecológicos de su manejo, para contribuir al campo de la economía aplicada a la gestión de los residuos y apoyar la toma de decisiones.

El marco de referencia para esta investigación será la Economía Ecológica, porque su enfoque permite contar con información completa de los flujos de materia y energía que normalmente no son considerados en los análisis económicos de los procesos productivos, y que en conjunto con el análisis completo del ciclo de vida de los residuos, facilita seguir el rastro de los materiales de desecho a través de la frontera económica-ambiental (Ayres, 1999). La metodología propuesta resulta novedosa porque permite evaluar la gestión de los residuos como proceso y no como producto, lo que resulta en una perspectiva de estudio ya identificada como una necesidad en el campo de conocimiento de la economía aplicada a los residuos (Pires *et al.*, 2010). Este enfoque se orienta a establecer una base científica para comparar opciones de gestión a partir de la estimación de aspectos como sus potenciales de

impacto al calentamiento global, ahorro de energía y prácticas de conservación de recursos.

Ello, permitirá contar con criterios económico-ecológicos para identificar y valorar los impactos vinculados a las diferentes alternativas de manejo de los Residuos Sólidos Urbanos y analizarlas como opciones para mitigar emisiones de GEI. Este trabajo está orientado a transformar la valoración de los residuos, al ser una herramienta en el campo de las evaluaciones económico-ecológicas y aplicarse en la alineación de la política pública hacia alternativas ambientales integrales en beneficio de la calidad de vida de las comunidades humanas y de los ecosistemas.

Para cumplir con los objetivos planteados para esta investigación, el documento se integró con los siguientes capítulos:

Los Residuos Sólidos Urbanos es el enfoque de estudio del primer capítulo. En éste se definen los tipos y características principales de los residuos, los factores que inciden en su generación y gestión, tales como el crecimiento económico y demográfico o el territorio mismo, y se explica su contribución a la generación de GEI. También se presentan las alternativas disponibles para su tratamiento pre y post consumo y se incluye un breve diagnóstico de su generación, tratamiento y disposición final en la Ciudad de México.

La perspectiva de la Economía para la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos se aborda en el segundo capítulo. Se presentan y discuten las investigaciones que se han realizado sobre el tema de los residuos desde el marco de estudio de la Economía Ambiental y Ecológica, ello permite identificar el enfoque más útil para alcanzar los objetivos planteados por la presente investigación.

Los fundamentos teóricos para el estudio de los Residuos Sólidos Urbanos se definen en el capítulo tercero. Donde se presentan y discuten las etapas del análisis de ciclo de vida de las opciones de manejo elegidas, al tomar en consideración los flujos de materia y energía involucrados en sus diferentes etapas. También se presentan los aspectos básicos para valorar los impactos ambientales, económicos y sobre la salud humana asociados a los residuos.

La metodología de evaluación para analizar las opciones de manejo de los residuos conforme a criterios de economía ecológica, se presenta en el cuarto capítulo. Ésta es la sección donde se establecen las fronteras de la unidad de estudio: los Residuos Sólidos Urbanos generados en la Ciudad de México. También se presentan las fases que integran al planteamiento metodológico de valoración de las alternativas de manejo de los residuos propuesta para la presente investigación, se plantean sus criterios y variables de análisis y los requerimientos de información con base en el análisis de su ciclo de vida.

Los resultados de los análisis de ciclo de vida de las alternativas de manejo de los residuos y los resultados de la estimación de los costos ambientales, económicos y en la salud humana correspondientes, se presenta en el capítulo cinco. Esta es la parte medular del trabajo porque con base en la metodología planteada en el capítulo anterior y la información específica para cada alternativa, se hace posible valorar y analizar los costos asociados a cada opción de gestión.

Los resultados del análisis de alternativas de manejo de los RSU en la Ciudad de México, se discuten en el capítulo seis. Este corresponde a un análisis del panorama y las perspectivas que guarda la unidad de estudio en el tema de los residuos, al tener como referencia la evaluación de costos de esta investigación.

Conclusiones. Este trabajo finaliza con la presentación de los alcances obtenidos según la hipótesis, objetivos y preguntas de investigación planteados inicialmente para la investigación y se resalta la contribución que representa la investigación desarrollada.

Capítulo 1. Los Residuos Sólidos Urbanos

Los residuos sólidos son aquellos desperdicios que provienen de las actividades humanas, normalmente son sólidos o semisólidos y son desechados porque, en general, ya no representan ninguna utilidad para la sociedad (Tchobanoglous *et al.*, 1982). Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) pueden estar constituidos por fracciones biodegradables y no biodegradables (Henry J.G., and Heike G.W., 1999).

1.1 Definición y clasificación de los residuos

En México, los RSU se han definido como aquellos residuos que son generados en las casas habitación, los que provienen de los establecimientos o de la vía pública, donde se generen residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos (SEMARNAT, 2005).

A partir de la publicación de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) en 2003 se estableció que la denominación de Residuos Sólidos Municipales (RSM), que se aplicaba anteriormente a los residuos con dichas características, fuera sustituida por la de RSU. También se determinó que éstos podrían subdividirse en residuos sólidos orgánicos e inorgánicos con el objeto de facilitar su separación primaria y secundaria. En el presente trabajo de investigación, se usará la denominación de RSU por corresponder ésta a la clasificación seguida actualmente en México.

Entre los RSU resaltan los materiales biodegradables o residuos sólidos orgánicos (RSO), constituidos por residuos de alimentos, jardines y otros materiales orgánicos, cuya descomposición orgánica puede contribuir directamente a la liberación de Gases de Efecto Invernadero (GEI). La gestión adecuada de los RSO puede constituir parte de la solución global para mitigar GEI, por ejemplo, en México se estima que el 51.4% de las emisiones de GEI asociadas al rubro de desechos en 2006, se debió a la colocación de residuos en sitios de disposición final, lo que equivale a la emisión de 51.2 millones de toneladas equivalentes de bióxido de carbono (MtCO₂eq).

En el contexto de su potencial de aprovechamiento, los RSO pueden subdividirse en residuos húmedos, que incluyen a los restos de alimentos y podas de plantas, y en residuos orgánicos secos, como el papel y madera que usualmente se recolectan junto con los residuos inorgánicos para su posterior reuso o reciclaje (Cortinas, 2011). También los residuos sólidos no biodegradables podrían representar un potencial de reducción de emisiones de GEI, en función de su reciclaje y reaprovechamiento. En esta categoría se encuentran los metales, el vidrio, los plásticos y los textiles.

En mi opinión, esta clasificación de residuos orgánicos (secos y húmedos) y sólidos no biodegradables podría ser un punto de partida para analizar a los RSU, en el marco de las alternativas de manejo que favorecen su posterior reintegración a la cadena económica. También es importante considerar el poder calorífico de los materiales, para determinar su posible utilidad como fuente alternativa de energía o la factibilidad de su procesamiento por medio de opciones que requieren la utilización de combustibles auxiliares como la incineración. Incluso, también la necesidad de condiciones especiales como la recolección separada para generar composta de alta calidad.

De acuerdo con la legislación mexicana, además de los residuos sólidos urbanos, se han definido otras dos categorías de residuos: los de manejo especial y los residuos peligrosos, según sus características y origen que se describen a continuación:

Los Residuos de Manejo Especial (RME) “son aquéllos generados en los procesos productivos, que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como residuos sólidos urbanos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos”. Por ser residuos de reciente regulación aún no se cuenta con datos suficientes sobre sus volúmenes de generación, sin embargo, la generación estimada de RME en México en el 2005 indica que la mayor parte de éstos corresponde a la construcción y demolición proveniente de obras para viviendas, comercios o la industria (77%); 18% de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales; 3% son los residuos generados por servicios de transporte y 2% se generan en las unidades médicas. Otras fuentes de generación de RME identificadas aunque no cuantificadas son: las actividades pesqueras, agrícolas, silvícolas, forestales, avícolas, ganaderas, tiendas departamentales o centros comerciales, las provenientes de las industrias de la informática, fabricantes de productos electrónicos y de vehículos automotores (SEMARNAT, 2008).

Los Residuos Peligrosos (RP) poseen alguna o varias de las seis características de peligrosidad CRETIB: corrosividad (C), reactividad (R), explosividad (E), toxicidad (T), inflamabilidad (I) o biológico-infeccioso (B), según está definido en las normas oficiales mexicanas.

Según la categoría a la que corresponden los residuos (sólidos urbanos, de manejo especial o peligrosos), será el tipo de manejo que reciban. El presente trabajo se enfocará a estudiar únicamente a los RSU.

1.2 Los Residuos Sólidos Urbanos como generadores de GEI

En México, el desarrollo de estrategias de mitigación de GEI por el rubro de residuos sólidos urbanos y aguas residuales es importante por su contribución a la generación nacional anual de GEI: aproximadamente 100.4 millones de toneladas equivalentes de bióxido de carbono (MtCO_2eq) correspondientes al 14% de la generación nacional total de GEI (estimada en 715 MtCO_2e en 2006), corresponden únicamente a la disposición de residuos sólidos urbanos. Esta cifra, como se menciona en el Programa Especial de Cambio Climático (SEMARNAT, 2009b), “es significativamente mayor al promedio mundial, que es de solo 3.6% y constituye un área muy importante de oportunidad para el aprovechamiento de metano y la reducción de emisiones”. Ello hace relevante el análisis de sus diferentes alternativas de manejo.

En el 2006, del total de las emisiones de GEI asociadas al rubro de desechos (residuos sólidos urbanos y aguas residuales) en el país, se estima que la colocación de residuos en sitios de disposición final contribuyó con el 51.4%, equivalente a 53.8 MtCO_2eq , mientras que el tratamiento de aguas residuales correspondió con 46.4%. Mientras que el 2.2% restante está asociado a la incineración de residuos peligrosos y hospitalarios, de acuerdo con el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI, 2007).

Además de la potencial contribución de los RSU a la problemática global del cambio climático, la disposición inadecuada de estos residuos puede representar consecuencias ambientales negativas para la salud de la población y de los ecosistemas naturales y sus impactos están vinculados a la contaminación del suelo, cuerpos de agua y aire. Por ejemplo, los RSU de tipo orgánico pueden alterar la calidad del aire no solo por generar emisiones GEI (como el bióxido de carbono CO_2 y el metano CH_4), sino también porque su degradación microbiana genera otras emisiones gaseosas contaminantes (como el monóxido de carbono CO , ácido sulfhídrico H_2S y compuestos orgánicos volátiles) que son peligrosos por su toxicidad y explosividad y resultan desagradables por los olores que generan (SEMARNAT, 2008).

De los biogases emitidos a la atmósfera por la descomposición de la materia orgánica contenida en los residuos de tipo orgánico, el bióxido de carbono, el metano, el óxido nitroso (N_2O) y el agua, integran a los principales gases de efecto invernadero (GEI) que favorecen el calentamiento global. Éstos contribuyen al cambio climático, debido a que modifican la cantidad de radiación solar que la atmósfera recibe y reemite hacia el espacio, afectando la temperatura terrestre (Programa Especial de Cambio Climático, 2009).

A continuación en la tabla 1.1 se mencionan los principales GEI y su origen:

Tabla 1.1. Los principales Gases de Efecto Invernadero.

GEI	Composición molecular	Potencial de calentamiento global (CO₂e)	Vida media (años)	Origen
Bióxido de carbono	CO ₂	1	50 a 200	Utilización de combustibles fósiles y de biomasa, incendios forestales
Metano	CH ₄	21	12 ± 3	Cultivo de arroz, producción pecuaria, residuos sólidos urbanos, emisiones fugitivas
Óxido nitroso	N ₂ O	310	120	Uso de fertilizantes, degradación de suelos, algunos usos médicos
Perfluoro-carbonos	PFC	6,500 a 9,200	2,600 a 50,000	Refrigerantes industriales, aire acondicionado, producción de aluminio, solventes, aerosoles, producción y uso de halocarbonos
Hidrofluoro-carbonos	HFC	140 a 11,700	1.5 a 264	Refrigeración, aire acondicionado, extinguidores, petroquímica, solventes en producción de espumas, refrigerantes y aerosoles, producción y uso de halocarbonos
Hexafluoruro de azufre	SF ₆	23,900	3,200	Refrigerantes industriales y de transformadores en redes de distribución eléctrica, producción de aluminio, magnesio y otros

				metales, producción y uso de halocarbonos
--	--	--	--	---

Fuente: IPCC (1996), citado por SEMARNAT (2009)b.

De acuerdo con el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC)¹, la tercera categoría de importancia para mitigar la generación de GEI es la de residuos. Las emisiones de metano y óxido de nitrógeno están asociados principalmente a los Residuos Sólidos Urbanos y al tratamiento de las aguas residuales municipales e industriales; mientras que las emisiones de bióxido de carbono y óxido de nitrógeno se derivan de la incineración de los residuos peligrosos.

Una visión a largo plazo sobre la gestión de los residuos, debería considerar formas más eficientes de manejo, procesamiento y aprovechamiento de los residuos en términos energéticos y económicos. Pires *et al.*, (2010) afirman que los factores que podrían transformar su gestión son los sistemas basados en reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y mejorar la recuperación de energía. Donde el transporte, la producción y consumo sustentable, así como los factores sociales como crecimiento poblacional y migración, resultan esenciales para estimar la capacidad adecuada de las instalaciones de manejo de los RSU.

Al enfoque de Pires (*op cit.*) hay que agregar formas de manejo de residuos que reduzcan otras emisiones diferentes a los GEI que se depositan en el suelo o el agua y que sean una alternativa potencial para ahorrar recursos. Tal como lo demuestran algunas de las acciones de la Unión Europea para reducir el impacto ecológico de la explotación de recursos y de sus emisiones contaminantes, las opciones de manejo de residuos se han enfocado a la recuperación de los recursos existentes en los mismos y en opciones sustentables para incrementar la eficiencia en el uso y productividad de los recursos naturales (Fricke *et al.*, 2011).

Algunas alternativas para el tratamiento de los residuos, tales como: rellenos sanitarios donde se depositan los residuos sin tratamiento previo, plantas de incineración con y sin recuperación de energía, tratamiento mecánico biológico, compostaje, digestión aerobia y reciclaje, ya han sido estudiadas para estimar sus flujos netos de emisiones GEI y los costos correspondientes al tratamiento por tonelada de residuos, (Smith *et al.*, 2001). Sus resultados indican que la separación de residuos en el origen, seguido del reciclaje y composteo de los materiales factibles de serlo, genera los flujos netos de emisiones GEI más bajos. En mi opinión dichas estimaciones están incompletas porque se han enfocado estrictamente a la etapa de tratamiento y no consideran el resto de las etapas de

¹ El Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) es un grupo intergubernamental de expertos que fue establecido en 1988 por la Organización Meteorológica Mundial (WMO, World Meteorological Organization) y el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP, United Nations Environment Programme).

gestión. Además existen otros impactos ambientales que tendrían que ser tomados en cuenta por sus efectos adversos para la salud, tales como contaminación de cuerpos de agua, el manejo de lixiviados y cenizas, la pérdida de recursos no renovables y accidentes, entre otros.

También se ha realizado la evaluación económica de los sectores que pueden contribuir a la mitigación de GEI en la Unión Europea. Hendriks *et al.*, (2001) llevaron a cabo un análisis comparativo de los potenciales de reducción de GEI con un enfoque de costo-efectividad, menor costo por unidad de GEI evitada, con base en dos modelos distintos de análisis: Génesis y Primes. El resultado de su trabajo permitió identificar un paquete de políticas y medidas de control de GEI para todos los sectores, que permitan cumplir con los compromisos internacionales de mitigación establecidos en el Protocolo de Kioto. Esta estrategia de identificación de potenciales de mitigación por sectores es un primer paso para reducir la generación de GEI, basado en sus compromisos internacionales de mitigación, al tiempo que se avanza en la dirección de una mejor utilización de los recursos que representan los residuos, sin embargo, para el caso de los residuos su contribución de GEI es solo una parte de su problemática económica y ambiental, porque existen otras emisiones contaminantes asociadas a su manejo.

En los países en desarrollo, la perspectiva del cambio climático indica que entre la gama de alternativas para el manejo de los residuos, la estrategia óptima para reducir la liberación de GEI en el sector residuos debería centrarse en mayor medida en la prevención de la generación y en menor grado en las soluciones post consumo, una vez que los materiales se han generado. Sin embargo, la directriz de mitigación de GEI para la categoría de residuos, que se ha reconocido en el Marco de Desarrollo Limpio, ha sido la de post-consumo (Cortinas, 2010b). En mi opinión, el enfoque de prevención de residuos debería ser la meta para prevenir todos sus impactos adversos asociados, incluida su contribución a la generación de GEI, porque redundaría en un mejor aprovechamiento de recursos, reducción de mermas en el procesamiento de las materias primas y una mayor eficiencia energética, de tal manera el volumen final de residuos a tratar no solo sería menor, si no que su huella ecológica también estaría reducida.

1.3 La gestión de los residuos

La gestión integral de los residuos se define como la selección y aplicación de técnicas, tecnologías y programas de actividades orientados a lograr metas y objetivos específicos para el manejo de los residuos (Tchobanoglous, citado por Monroy, 2006). La gestión de los Residuos Sólidos Urbanos es considerada, en general, como un servicio público que provee a los ciudadanos con un sistema de disposición de residuos de una manera ambiental y económicamente accesible (Beigl *et al.*, 2008).

Las alternativas de gestión de los residuos siguen cierta jerarquía de preferencia para su aplicación: reducción en el origen, aprovechamiento por medio de su reciclaje y transformación y disposición en rellenos sanitarios. En mi opinión, el orden de selección de estas opciones corresponde a la situación óptima de política ambiental en el mundo, sin embargo la realidad en la mayoría de los países refleja un panorama distinto.

Por ejemplo, en países o zonas densamente pobladas donde la falta de espacio y los impactos ambientales forman parte fundamental de la perspectiva social, la jerarquía óptima de estrategias para el manejo de los residuos tendría que ser en primer lugar, la prevención de la generación de los residuos; en segundo lugar, deberían ser incinerados; y la última opción, sería depositarlos en rellenos sanitarios (Volleberg, 1997). El caso de la Ciudad de México, donde la disposición en rellenos sanitarios es la opción preferida por los tomadores de decisiones, pone en evidencia que no siempre se sigue el orden de aplicación de estrategias antes descrito.

En México, dicha jerarquía, junto con algunas otras posibilidades de manejo y aprovechamiento de residuos, ya fue establecida como parte de los elementos que constituyen a los sistemas integrados de gestión de residuos sólidos, que podrían ser aplicados (Careaga, 1993):

- Reducción en el origen o reducción en la fuente
- Reutilización
- Compostaje y biodegradación
- Reciclaje
- Incineración con recuperación de energía
- Relleno sanitario

Para favorecer el aprovechamiento de los residuos en México, a partir de la entrada en vigor de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) y su Reglamento, se introdujo el concepto de Plan de Manejo como instrumento de gestión. Su objeto fue minimizar la generación de los residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos específicos; y maximizar su valorización a través de medidas que reduzcan sus costos de administración y faciliten y hagan más efectivos los procedimientos para su manejo, bajo criterios de eficiencia ambiental, tecnológica, económica y social (SEMARNAT, 2003). A partir del 2003, los generadores de residuos peligrosos y de manejo especial están obligados a presentar un plan de manejo, con base a las siguientes características de sus residuos:

- Materiales con un alto valor económico;
- Alto volumen de generación de residuos, producidos por un número reducido de generadores;
- Que contengan sustancias tóxicas persistentes y bioacumulables, y

- Que representen un alto riesgo a la población, al ambiente o a los recursos naturales.

Estos Planes de Manejo pueden corresponder a una o más de las siguientes modalidades: Privados, Mixtos, Individuales, Colectivos, Nacionales, Regionales, Locales, y de acuerdo con la corriente del residuo. Cabe aclarar que según la legislación, los Residuos Sólidos Urbanos tales como papel y cartón, metales, plásticos o vidrio que tienen alto valor comercial y sean generados en gran volumen, como sucede en centros comerciales, mercados o en la industria, se consideran como residuos de manejo especial, por lo que los generadores deberían contar con los planes de manejo correspondiente.

1.3.1 El enfoque de pre y post consumo

Entre las opciones de mayor preferencia para el tratamiento de los residuos, destacan las orientadas a reducir su generación en la etapa de pre-consumo, que en conjunto se denominan como el enfoque de las 3R (Reducir, Reutilizar y Reciclar). Su objetivo es conseguir el máximo beneficio de los productos y materiales y generar la mínima cantidad posible de residuos, sin embargo, éste enfoque puede implicar cambios en las tecnologías de fabricación, entradas de materia prima y en la formulación del producto.

Algunos ejemplos de las estrategias planteadas por diferentes países, basadas en 3R son las que se muestran en la Tabla 1.2 siguiente:

Tabla 1.2. Estrategias 3R planteadas por diferentes países.

País	Estrategias
Japón	<ul style="list-style-type: none"> • Integración de los elementos de 3Rs en los proyectos de cooperación técnica internacional (recolección selectiva de RSU, formalización de las actividades de reciclaje y desarrollo de equipamiento e instalaciones). • Promoción de la “Producción Verde” y “enverdecimiento” de las cadenas de proveedores (fabricación basada en el uso eficiente de materiales). • Promoción de la estandarización internacional en la contabilidad ambiental (costos del flujo de los materiales). • Apoyo a la cooperación entre ciudades para la transferencia de buenas prácticas, experiencias y conocimientos de los gobiernos locales, a través de redes.
Unión Europea	<ul style="list-style-type: none"> • Diseño de productos con una visión de la “cuna a la cuna”. • Minimización de residuos en cada etapa de manufactura y uso de productos. • Reutilización de productos post consumo o tratamiento de éstos como recursos valorizables. • Planteamiento de metas de reducción de RSU al 2020: reciclar 50% de los residuos domésticos o similares y reciclar 70% de los residuos de la construcción y demolición.
China	<ul style="list-style-type: none"> • Aprobación en 2008 de la Ley para promover el desarrollo

	sustentable y la maximización de la eficiencia económica, a través del ahorro de energía y la reducción de descargas contaminantes. Considera la supervisión gubernamental de las industrias que son grandes consumidoras y emisoras de contaminantes.
México	<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollo de un régimen jurídico, políticas y programas basados en las 3R. • Diagnóstico Básico de la Situación de los Residuos • Programas para incentivar la Producción Más Limpia y Ecoeficiencia: Programa de Simbiosis Industrial, Programa de Liderazgo Ambiental para la Competitividad, Producción Más Limpia en México y en Empresas del Bajío, entre otras. • Desarrollo de concursos, eventos, proyectos Innovadores y encuentros para incentivar la adopción del enfoque de 3R

Fuente: Elaboración propia con datos de Cortinas C. (2010)a.

La minimización o reducción de residuos en la fuente precede al manejo efectivo de los residuos, pero no es parte de él (INE, 1999). Fullerton y Kinnaman (1995) mencionan que una visión más integral para el problema de los residuos, debería considerar las acciones y decisiones en las fases de preconsumo, tales como producción y comercialización de los bienes de consumo que, por su parte, determinan las alternativas de gestión por el volumen y composición de los materiales, acompañado de campañas de concientización más efectivas entre los consumidores para orientar sus preferencias hacia opciones menos adversas para el ambiente. Aunque de igual manera siempre habrá materiales de desecho que serán generados y requerirán de sistemas de manejo integral.

Las tendencias relativamente más recientes sobre la gestión de los residuos se han orientado a tratar al material de desecho como un recurso para ser explotado, en lugar de considerarlo como un problema que hay eliminar. Entre los avances para extraer los recursos contenidos en los residuos se encuentra el reciclaje de materiales y el aprovechamiento de su contenido calorífico para convertirlo en energía eléctrica.

En los países desarrollados, la recuperación de los materiales se realiza a través de sistemas automatizados. Mientras que en los países en desarrollo, para recuperar los materiales que pueden ser vendidos en el mercado de reciclaje, la separación de la basura no segregada se realiza de forma manual. Los trabajadores involucrados en dicha tarea de separación son parte del sector informal, sin embargo, en mi opinión, juegan un papel significativo en la reducción de los RSU y son en buena medida parte de la población más vulnerable a sufrir los impactos adversos vinculados a su disposición final.

El enfoque de post-consumo, es el que tradicionalmente se ha dado a la gestión de residuos y está orientado a la “solución al final del tubo” cuando los residuos ya fueron generados, Figura 1.1. En un sistema convencional de post-consumo se consideran cuatro etapas principales de manejo de materiales residuales: pre-recolección, recolección, transporte y tratamiento. Es en la última etapa donde se realizan las acciones para la disposición final de los residuos en un sitio controlado

o relleno sanitario, en una planta de incineración o se separan algunos materiales susceptibles de ser aprovechados para su reciclaje (Cortinas, 2010).

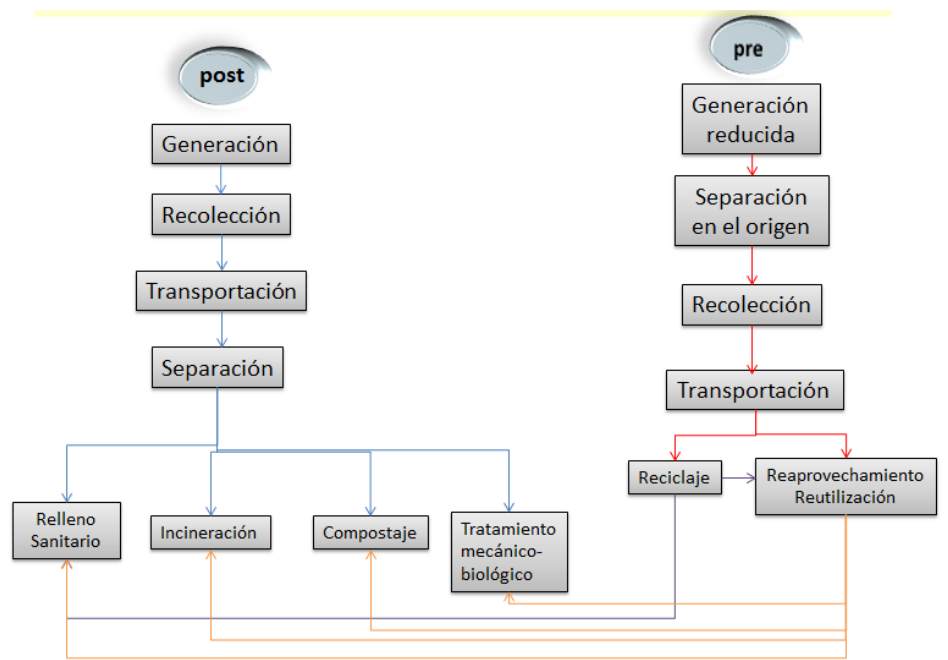


Fig. 1.1 Enfoque general de pre y post consumo en la gestión de los RSU

Fuente: Elaboración propia con datos de Cortinas C. (2010)a e INE (1999).

De las alternativas de gestión para el tratamiento de los residuos, el método más utilizado es la disposición final en el suelo, en rellenos sanitarios. Además, no existe una combinación de técnicas de gestión que no requiera, aunque sea mínimamente, del uso de sitios de disposición final porque todos los métodos de tratamiento generan subproductos que no pueden ser eliminados por completo.

La presente investigación se centrará en el enfoque de post-consumo porque es el que se sigue actualmente para la gestión de los residuos en México y la mayor parte del mundo. El enfoque de pre-consumo considera estrategias que resultan en una menor generación de residuos y un mayor reaprovechamiento de sus materiales, de tal manera, que el análisis de alternativas de la presente investigación es también útil para este segundo enfoque de gestión.

1.3.2 Las alternativas de gestión

El manejo integral y sustentable de los residuos sólidos, como lo define el Instituto Nacional de Ecología en México (INE, 1999), considera los flujos de residuos como una corriente de materiales y los métodos de recolección y procesamiento; que derivan en beneficios ambientales, optimización económica y aceptación

social de un sistema de manejo práctico para cualquier región. Éste puede considerar diferentes combinaciones de alternativas para el tratamiento de los residuos, como se muestra en la figura 1.2:

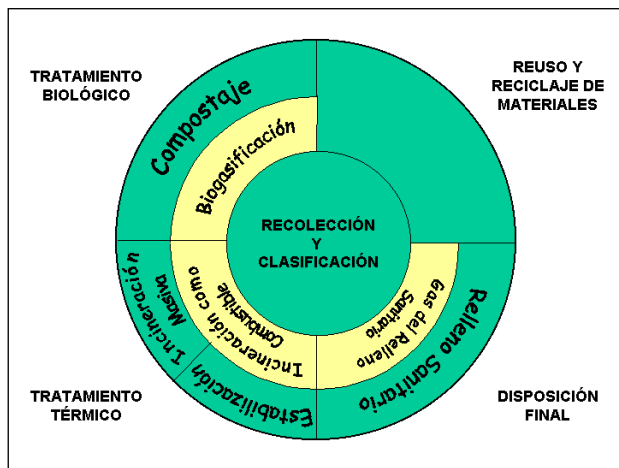


Fig. 1.2 Manejo integral y sustentable de los residuos sólidos

Fuente: Minimización y Manejo Ambiental de los Residuos Sólidos (1999). INE-SEMARNAP.

Smith *et al.*, (2001), mencionan que las opciones de tratamiento de los residuos que podrían tener un enfoque de mitigación de GEI, se pueden subdividir en dos grupos: las orientadas a manejar una gran cantidad de residuos no separados en el origen (disposición en rellenos sanitarios, incineración y tratamiento mecánico-biológico); y las opciones para residuos separados en el origen (compostaje, digestión anaerobia y reciclaje).

Estas alternativas de manejo para los RSU se describen a continuación en tabla 1.3. (Manser y Keeling, 1996), (Henry y Heike, 1999), (Smith *et al.*, 2001):

Tabla 1.3. Alternativas de manejo para los RSU con un enfoque de mitigación de GEI.

Alternativas de manejo para los RSU	Ventajas	Desventajas
Disposición final en rellenos sanitarios. Considera la disposición de los residuos en el suelo, con y sin tratamiento previo.	Todos los RSU pueden ser dispuestos en un relleno sanitario, incluso los materiales residuales de otras formas de tratamiento como reciclaje, incineración o tratamiento mecánico biológico. La disposición de residuos biodegradables genera biogases, entre los que se encuentra el metano que puede ser colectado y posteriormente quemado o	El metano generado representa el mayor impacto asociado a la gestión de residuos y su captura es limitada. Los lixiviados generados contienen altas concentraciones de contaminantes orgánicos y sustancias tóxicas, que deben ser colectados y tratados para evitar su filtración a estratos de

	usado como combustible.	suelo y depósitos de agua profundos.
<p>Incineración.</p> <p>Quema controlada de grandes cantidades de residuos con o sin tratamiento previo. Es la alternativa más utilizada después de la disposición en un relleno sanitario.</p>	<p>Reduce el volumen total de los residuos.</p> <p>La energía contenida en los materiales puede ser aprovechada para generar electricidad y calor, y reemplazar otras fuentes de energía.</p>	<p>Se requiere de combustibles fósiles para su operación, en función de las características físico-químicas del material a incinerar.</p> <p>Genera cenizas residuales que requieren una disposición final.</p>
<p>Tratamiento mecánico-biológico.</p> <p>Los RSU son procesados con una combinación de etapas mecánicas y biológicas. Se considera una opción de pre-tratamiento de residuos para su disposición en un relleno sanitario.</p>	<p>Reducción en la cantidad de los residuos y menor actividad biológica en los mismos.</p> <p>El material resultante se puede utilizar como cobertura en los rellenos sanitarios.</p> <p>Los materiales reciclables y combustibles pueden ser separados de los residuos para su reciclaje o incineración.</p> <p>Reduce la generación de metano en análisis con los residuos depositados directamente en un relleno sanitario.</p>	<p>La etapa mecánica requiere de combustibles fósiles o energía eléctrica para su operación.</p>
<p>Compostaje.</p> <p>Se basa en la descomposición de los residuos orgánicos, por medio de la acción microbiana aeróbica (en presencia de oxígeno), hasta una forma estable.</p>	<p>Genera humus residual que puede ser utilizado como mejorador de suelo, aprovechable en agricultura y jardinería, para reemplazar parcialmente el uso de fertilizantes.</p> <p>Los organismos utilizados en el proceso de compostaje son abundantes en el aire y suelo, por lo que la descomposición de la materia orgánica ocurre aún sin intervención humana.</p>	<p>A nivel industrial, se requiere de un mezclado mecánico para lograr la aireación de los residuos.</p> <p>Se requiere de un estricto control del proceso desde el principio hasta el final.</p> <p>Se requiere la separación de los residuos en el origen, para evitar la contaminación de los materiales biodegradables con otros residuos que reduzcan la calidad del humus resultante.</p>
<p>Digestión anaerobia.</p> <p>Proceso de degradación biológica controlada de los residuos en condiciones completamente anaerobias.</p>	<p>Se ha utilizado a nivel doméstico para obtener metano como combustible a través de residuos orgánicos provenientes de la cocina, y excrementos humanos y animales.</p> <p>El biogás generado puede ser utilizado para sustituir combustibles fósiles.</p>	<p>Requiere necesariamente de la separación de los residuos en el origen, para obtener un producto con valor comercial.</p>

	Los materiales residuales pueden ser utilizados como composta, después de un periodo de maduración.	
Reciclaje. Separación de los residuos susceptibles de ser reaprovechados.	La reutilización de materiales reciclables se asocia a una menor generación de GEI, en análisis con la obtención de materias primas. Algunos materiales pueden ser recuperados mecánicamente por medio de sistemas automatizados.	La separación de los materiales reciclables y su procesamiento en nuevos productos, también genera GEI. La obtención de materiales de alta calidad, requiere de la separación desde el origen, por ejemplo, el papel y los plásticos.

Fuente: Elaboración propia con datos de Manser y Keeling (1996), Henry y Heike, (1999) y Smith *et al.*, (2001).

Es decir que para mitigar GEI y otras emisiones contaminantes, las opciones de gestión de residuos pueden enfocarse al pre y post consumo (como se describe en la sección 1.3.1), y además considerar la separación o no de los residuos en el origen, para favorecer un determinado tratamiento posterior. En mi opinión, la estrategia de gestión óptima tendría que considerar ambos esquemas.

Las alternativas de gestión de residuos, estudiadas por Smith *et al.*, (2001) como opciones que podrían mitigar GEI basadas en la separación y tratamiento de los materiales, que son opciones ya desarrolladas para su uso a gran escala y que se enfocan a tratar residuos que generalmente no tienen un valor comercial en el mercado (los rellenos sanitarios, la incineración, el tratamiento mecánico biológico y el compostaje), serán las que se tomen como punto de partida para la valoración de costos económico-ecológicos que es el objetivo del presente trabajo de investigación. Sin embargo, en el capítulo de escenarios de política pública se abordará el enfoque de pre-consumo para México.

Cortinas (2010 b) menciona que en la práctica todos los residuos pueden ser reintegrados en otras actividades económicas, a través de su reutilización, reciclado, co-procesamiento o aprovechamiento térmico, obteniendo de ellos el máximo beneficio posible. En mi opinión, resulta indispensable que las opciones de gestión sean analizadas críticamente, ya que seguramente en términos de costo-eficiencia económica y ecológica algunas resulten mejores que otras.

Las alternativas de gestión que plantean algún tipo de recuperación de energía, son las que más interés han generado. Fricke *et al.*, (2011) mencionan que la energía requerida para el reciclaje de fracciones específicas de residuos, tales como papel, cartón, plástico y bioresiduos (la fracción orgánica de los residuos) presenta ventajas claras sobre la posibilidad de recuperar solo su energía. Además, el reciclaje de materiales permite la sustitución de materias primas por materiales provenientes de los residuos o la utilización de los materiales para un propósito distinto a su uso original (reuso), es por ello, que es considerado como de bajo impacto por su contribución al fenómeno del cambio climático. Sin

embargo, el mismo equipo de Fricke (*op cit.*) también menciona que cuando se consideren aspectos relacionados con el reciclaje y la recuperación de energía, las opciones deberían ser cuidadosamente valoradas.

En relación al aprovechamiento de los residuos orgánicos, que se caracterizan por un alto contenido de agua (cerca del 60%) y un bajo valor calórico neto equivalente a 2-3.6 MJ/Kg, Fricke *et al.*, (2011) explican que su recolección separada solo es conveniente si los productos de su reciclaje, como la composta, son aprovechados en la agricultura o la horticultura como sucede en Alemania, y si en el mercado prevalece una alta demanda de productos de calidad.

Para apoyar el aprovechamiento de los residuos orgánicos y su posterior reutilización, es definitivo el papel que tiene el mercado, a través de la participación en la separación de los materiales y en la exigencia y consumo de bienes y servicios con conciencia ambiental. Donde el Estado tiene la función de regular, certificar e incentivar dichas estrategias. Además, la calidad de la composta y la viabilidad de su aplicación dependen del nivel de contaminantes que podrían contener, tales como metales pesados, vinculado al nivel de eficacia en la separación de los residuos desde su generación (Magrinho *et al.*, 2006).

Además del control de contaminantes indeseables entre los residuos orgánicos, la recolección separada de los residuos presenta otras ventajas:

- Permite dar tratamiento y aprovechar mejor los Residuos Sólidos Urbanos de tipo orgánico y si el tratamiento se realiza en condiciones aerobias también hace posible eliminar la generación de metano. Con ello se logran las condiciones sanitarias y de reducción en la generación de GEI que requieren cumplir los países.
- Se incrementa el tiempo de vida útil del sitio de disposición final de residuos.
- Se pueden recuperar materiales de tipo inorgánico que tienen un mayor valor comercial.

Entre las nuevas tendencias de gestión para los residuos, por ejemplo en Estados Unidos, se encuentra la operación de un sitio de disposición final de residuos como si fuera un bioreactor, cuya diferencia con respecto a los sitios de disposición tradicionales radica en el control de las condiciones necesarias para que la degradación microbiana de los residuos se realice. El modelo de análisis económico propuesto por Berge *et al.*,(2009) para evaluar las variables operacionales y de construcción de los bioreactores, muestra que sus costos son más altos que los correspondientes a sitios de disposición tradicionales. Sin embargo, habría que considerar costos de más largo plazo, como la extensión de la vida útil del relleno sanitario y la reducción de los costos de tratamiento de lixiviados, entre otros. En mi opinión, la operación de un sitio de disposición final de residuos operado como reactor, tiene sentido en función de que los materiales con mayor valor comercial sean separados previamente, con lo se reducen los

costos de proceso debido a su recuperación económica y se alarga la vida útil del sitio.

En el análisis de las alternativas de mitigación de GEI vinculadas al manejo de los residuos, que podrían resultar óptimas para países en desarrollo, ya existen algunos avances. Las estimaciones de los costos económicos (dólares/tonelada de CO₂e) de aplicar tecnologías de tratamiento mecánico biológico a la fracción orgánica de los RSU para evitar la generación de metano, indican que es más barato evitar su producción que aprovecharla (GTZ, citado por Cortinas, 2010).

Ello significa que el tratamiento de los residuos orgánicos para generar metano, como ya se realiza en México y otras partes del mundo, podría ser económica y ambientalmente inconveniente. Además, Miranda y Hale (1997) indican que el metano no puede ser capturado y aprovechado en su totalidad, se estima una cantidad máxima de captura del 80%. Esta posibilidad también tendría que ser considerada en la visión de manejo de los residuos en México.

Las estrategias de mitigación de GEI específicas para México fueron estudiadas por McKinsey y el Centro Mario Molina (2008): se desarrolló una curva de potenciales de mitigación para diferentes sectores y sus estimaciones de costos de implementación (ver anexo 3). Los costos de abatimiento de algunas de las estrategias vinculadas a la gestión de residuos son las que se muestran en la tabla 1.4 siguiente:

Tabla 1.4. Costos de abatimiento de algunas de las estrategias vinculadas a la gestión de los residuos

Estrategia	Costo de abatimiento (negativo) US\$/tCO ₂ e
Generación de electricidad con biogás	35
Reciclaje de residuos	20
Labranza y manejo de residuos	70

Fuente: Elaboración propia con datos del Centro Mario Molina McKinsey y McKinsey (2008): GHG abatement cost curve.

En dicho estudio se determinó que el incremento y mejora en la gestión de los residuos representa un potencial de abatimiento de 16% del total de los GEI generados en México, basado en acciones como reciclaje y compostaje, captura y aprovechamiento de gases en rellenos sanitarios y de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales. En mi opinión, la estrategia de mitigación de GEI para la Ciudad de México por el rubro de residuos podría estar integrada por una combinación de varias alternativas, acordes con las condiciones de cada región, sector económico y características económicas y sociales de las comunidades.

McKinsey y el Centro Mario Molina (*op. cit.*) estiman que con la mejora en la gestión de los residuos se puede abatir cerca de 83 MtCO₂e de emisiones GEI

con un costo/efectividad muy bajo o negativo para el año 2030. Es decir, que con una inversión mínima se pueden mitigar emisiones contaminantes de manera significativa, al considerar que el metano generado en los sitios de disposición final de residuos podría ser colectado y utilizado para generar energía eléctrica o ser quemado en lugar de ser liberado, dependiendo del tamaño del sitio de disposición de residuos. Dicha visión se contrapone a lo expuesto por Cortinas (2010 b) en relación a los altos costos de generar metano a través de los residuos, en lugar de evitarlo. En todo caso, habría que valorar ambas alternativas en su costo-eficiencia y considerar su potencial para generar energía u otros beneficios.

1.3.3 Factores que inciden en la gestión

De acuerdo con el INE (1999), algunos de los aspectos básicos de la gestión de los residuos son los siguientes:

- La utilización de los elementos de los sistemas de gestión de residuos debe ser flexible y ajustarse a las realidades locales. En el presente trabajo de investigación, se plantean variables para analizar las diferentes alternativas de gestión manejo que podrían utilizarse en los diferentes sitios según sus características particulares.
- El reciclaje de los residuos no siempre es la mejor opción desde la perspectiva ambiental y económica, para determinarlo se requiere analizar el ciclo de vida de la utilización de materiales reciclados y de la obtención de las materias primas y compararlos, de acuerdo también con González (2001).
- La selección de las combinaciones de alternativas de manejo de los residuos y sus prioridades, requiere de diagnósticos para conocer las situaciones de cada localidad en cuanto al tipo y volúmenes de residuos que se generan, la infraestructura disponible o accesible para su manejo, los mercados de los materiales secundarios, entre otros.
- La factibilidad económica de las distintas modalidades de manejo de los residuos sólidos es fundamental.

El sistema de manejo de residuos de un sitio puede incluir estrategias muy distintas a las utilizadas por otro, lo cual no es relevante si se alcanza el objetivo de hacer un manejo integral de residuos sólidos, que es “encontrar los medios económicos y ambientales más apropiados para desviar una cantidad óptima de residuos del relleno sanitario” (INE, 1999).

La evolución de la gestión de los residuos ha hecho necesario analizar las relaciones que existen entre los diferentes factores que tienen influencia en la toma de decisiones: crecimiento económico, nivel de educación de la población, características de las comunidades humanas, valoración de los servicios ecológicos de la Tierra como sumidero de desechos, mecanismos de generación,

volúmenes y composición de los residuos, y alternativas de solución más adecuadas a cada caso. A continuación se describen los más importantes:

a) Crecimiento económico y poblacional

En muchos países donde existe información disponible se ha observado que la generación de residuos ha aumentado conforme al desarrollo económico del mismo y que los cambios en los patrones de consumo tienden a aumentar la producción *per capita* de residuos (OCDE, 2010).

El diseño de una estrategia de gestión de residuos exitosa y acorde con las características específicas de las comunidades donde se implemente, debe considerar la relación existente entre el nivel de crecimiento económico de una sociedad y el volumen de generación de sus residuos (Challenger, 1998) y que este último se incrementa en función de los estilos de vida, niveles de consumo e incorporación de materiales de difícil degradación en las actividades cotidianas. Ello representa nuevos y mayores problemas para los sistemas de manejo, principalmente si se considera el rezago en la prestación de los servicios en condiciones sustentables (INE, 2006).

En las ciudades en expansión y en las comunidades de los países en desarrollo, en particular en las áreas urbanas, la gestión de los residuos sólidos está sometida a cambios continuos debido al crecimiento poblacional y a un mayor ingreso *per capita*. Ello resulta en la generación de enormes cantidades de residuos sólidos que amenazan la calidad ambiental y la salud humana (Jin *et al.*, 2006).

La evolución de la producción *per capita* de residuos en el mundo fue estudiada por Sjöstrom y Östblom (2010). Entre los años de 1980 y 2005, las cantidades de residuos *per capita* en promedio se incrementaron 29% en Norteamérica, 35% en países de la OCDE y 54% en la Unión Europea. En México, la generación *per capita* nacional creció en 300% (de 300 a 900g/día) entre 1950 y 2004, al tiempo que la población nacional en el mismo periodo pasó de 30 millones a 105 millones de habitantes), y se proyecta que para el 2020 ésta será de 1,060 g/día (Sancho y Cervera citado por INE, 2007).

Si bien la cantidad y composición de los residuos sólidos urbanos que son llevados a disposición final depende de las prácticas nacionales para su gestión, hay que mencionar que a pesar de las mejoras solo pocos países han logrado reducciones significativas (OCDE, 2010). Sin embargo, de acuerdo con Huag *et al.*, (2008), que han estudiado la relación positiva entre el crecimiento económico y la generación de residuos, incluidas las emisiones de GEI, se estima que los costos ambientales podrían decrecer en muchos países debido a políticas ambientales orientadas al reciclaje.

En mi opinión, la clave para incidir positivamente en un cambio en la gestión de los residuos a nivel global, está en demostrar que los esfuerzos redundarían en

mayores beneficios que costos a mediano y largo plazo. Es posible que dicho cambio ya esté en marcha, considerando que en los últimos 20 años, la generación de residuos en algunos países de la OCDE ha crecido más lentamente que el gasto privado de consumo final y el Producto Interno Bruto, y en los años recientes ésta ha presentado una lenta caída (OCDE, 2010).

b) Educación

Se ha demostrado que el nivel educacional de los habitantes de un país o comunidad, sus hábitos y costumbres, las condiciones climáticas y estacionales, y los cambios en la política económica modifican la composición de los residuos sólidos (Poletto y Da Silva, 2009). Otros autores como Wood y Garnett (2010), que estudiaron el vínculo entre los niveles de educación y la generación de residuos en zonas con altos ingresos y mejor educación, indican también que los impactos ambientales se relacionan con una desconexión entre las formas tradicionales de vida y una reducción en la existencia de fuentes tradicionales de sustento, cuyas consecuencias son raramente medidas, pero que deben ser tomadas en cuenta en la planeación de las alternativas de gestión.

c) Composición

Una vez que se conoce la fuente y el origen de los residuos, la composición y volumen generado son los factores determinantes para su gestión y conforman la información básica que se requiere para la planeación, operación y optimización de los sistemas de gestión de residuos. La heterogeneidad en la composición representa la primer limitante para establecer criterios de clasificación, manejo y estrategias de tratamiento de residuos adecuados (Monroy, 2006 y Beigl *et al.*, 2008). En México, la composición de los RSU ha ido cambiando a través del tiempo, como se describe en la sección de diagnóstico de la generación, tratamiento y disposición final.

d) Territorio

El territorio de un país condiciona la calidad de vida y el riesgo ambiental de sus habitantes. De tal manera, que el modelo de gestión de residuos más eficiente y socialmente más eficaz será el que proporcione las mejores respuestas a los requerimientos de bienestar de las poblaciones en ajuste continuo con el medio ambiente (Concha, 2003).

Para determinar la estrategia óptima para el manejo de los residuos, hay que desarrollar y valorar esquemas orientados a analizar las alternativas en varias dimensiones, basado en la vinculación entre los considerables volúmenes de generación de los residuos, sus características físico-químicas y potencialidad para causar afectaciones adversas sobre el entorno. Es por ello que la estrategia óptima de manejo no depende del número de opciones de tratamiento que se utilicen en conjunto, sino que ésta corresponda con las necesidades y contextos

locales o regionales, así como con los principios básicos de las políticas ambientales en todas las fases de gestión de los residuos (INE, 1999).

e) Tecnologías disponibles

La existencia de una amplia variedad de procesos y tecnologías para el tratamiento de los Residuos Sólidos Urbanos, y la combinación de sus posibilidades, ha incrementado la apariencia de que existen una gran cantidad de estructuras y soluciones. En realidad, la solución óptima de tratamiento de residuos aplicable para todos los casos no ha sido establecida del todo, y probablemente nunca se determine, sino una gama de posibilidades más adecuadas de acuerdo con las características propias de cada comunidad (Huang *et al.*, 2008) y (Magrinho *et al.*, 2006).

De acuerdo con Monroy (2006), las alternativas de gestión existentes no han sido suficientes para solucionar los problemas ocasionados por los residuos sólidos, debido a que algunas de las etapas del proceso no son tomadas en consideración. La gestión integral de los residuos debe considerar un control de su generación, almacenamiento, recolección, transferencia, transporte, procesamiento y disposición final de los materiales. En mi opinión, es posible que el problema no esté en las alternativas de gestión existentes o sus etapas como tal, sino en la complejidad de los aspectos económicos, sociales y ambientales que inciden en su aplicación.

f) Valoración de impactos y beneficios

Desde una perspectiva económica, el sistema para la gestión de los residuos óptimo podría ser aquel que asegure el máximo beneficio neto de la disposición de los residuos para la sociedad (Jin *et al.*, 2006). Entonces, en mi opinión, el análisis de alternativas se debería centrar en determinar los parámetros o variables para valorar los beneficios asociados a las distintas prácticas de manejo de residuos y considerar otras opciones de atención para dicha problemática. Aunque minimizar costos e impactos ambientales simultáneamente resulte algo difícil de lograr. El primer paso es valorar las posibles reducciones a los impactos ambientales globales y locales de un sistema de manejo de residuos e identificar aquellas que tienen menores costos económicos y sociales.

La estimación de los impactos para el cambio climático, en términos de flujos netos de GEI derivados de diferentes combinaciones de opciones de gestión de residuos y sus costos de tratamiento en Euros/ton sin considerar los correspondientes a la recolección, fue realizada por Smith *et al.*, (2001). Sin embargo, existen otros impactos como los efectos a la salud vinculados a la contaminación del aire, pérdida de recursos no renovables, afectaciones en la calidad de vida de las comunidades cercanas a las instalaciones, etc., que también deberían ser consideradas para cada alternativa.

g) Mercado

La generación y gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) con énfasis en las fallas de mercado y los principales instrumentos de política que se pueden utilizar para corregirlos fue estudiada por André *et al.*, (2007). Sus resultados indican que existe un efecto cascada entre los agentes económicos implicados y que la identificación de las interacciones económicas existentes entre ellos es limitada, aunque que éstas se hacen evidentes a través de los impactos que reciben entre sí. Desde que se extraen las materias primas para generar un bien de consumo hasta que se generan los residuos, y tal vez se recupere una proporción de éstos, los RSU pasan de un agente económico a otro a través de la cadena de transformación no necesariamente articulada, y debido a que ninguno de dichos agentes tiene incentivos, *per se*, para considerar los efectos de su actividad sobre el siguiente eslabón de la cadena, se pueden producir decisiones socialmente sub-óptimas en las distintas fases del ciclo de vida de los recursos utilizados.

Las políticas públicas pueden orientarse a corregir esas fallas de mercado, que por su naturaleza pueden ser instrumentos de comando y control, tales como, normas o regulaciones para garantizar la práctica de acciones correctas en las distintas fases de la generación y gestión de los residuos. También se pueden utilizar como incentivos para reducir los volúmenes de generación o lograr una mayor recuperación de los recursos contenidos en los residuos a través del reciclaje, por ejemplo, el cobro de tributos proporcionales a la cantidad de residuos generados y recolectados, que pueden ser voluntario o fijados a través del mercado, podrían resultar en el logro de objetivos ambientales.

En mi opinión, el mercado tiene un papel fundamental en el éxito o fracaso de la aplicación de las estrategias de gestión de los residuos, tal como se ha demostrado para México en relación al reciclaje y compostaje de residuos, cuya experiencia se describe en la sección de diagnóstico de la generación, tratamiento y disposición final.

h) Planeación urbana

En el ámbito urbano, ante la búsqueda de la sustentabilidad se han desarrollado diversos enfoques de planeación territorial y de los asentamientos humanos, con la intención de orientar la construcción de ciudades hacia soluciones ambientales e influir directamente sobre el medio ambiente urbano y la calidad de vida de sus ciudadanos.

En el marco de estos conceptos, se ha planteado que para conseguir una ciudad sostenible, se deben tener en cuenta cuestiones económicas, medioambientales y aspectos sociales. La sostenibilidad debe estar basada en una economía que provea un lugar para vivir y una alta calidad de vida, segura y saludable, para la generación actual y para las futuras generaciones; que proteja su medio ambiente

y la viabilidad de los sistemas naturales, cuya implementación corresponda a una escala regional y local; y que incluya la introducción de la cuestión ambiental en la gestión local a través de políticas sectoriales y macroeconómicas (Echebarría *et al.*, 2003).

Se reconoce la relación que existe entre el mantenimiento de los recursos naturales, el consumo de energía y la generación de residuos en las ciudades. Estos núcleos urbanos representan el consumo de altas cantidades de energía vinculado al funcionamiento de sus sistemas, la necesidad de recursos naturales para sustentar la producción de energía y la acumulación de una gran cantidad de residuos (Echebarría *et al.*, 2003). Ante el cambio climático, se ha analizado el papel que tienen los centros urbanos por sus impactos sobre el ciclo del carbono, particularmente por la emisión de aerosoles, GEI y residuos sólidos, y cambios relacionados con el uso del suelo, y se ha determinado que su gestión resulta fundamental para su sostenibilidad a mediano y largo plazo.

La generación de los residuos sólidos está ligada a la población, el bienestar económico y la urbanización. Se estima que las emisiones procedentes de los residuos podrían ser menores en zonas urbanas, que tienen la posibilidad de reducir a gran escala o incluso eliminar los residuos, en caso de contar con la infraestructura necesaria para ello. Entre los países, las variaciones de las emisiones asociadas a los residuos se deben no solo a patrones diferentes de consumo y generación de residuos, sino también a diferencias en la gestión de residuos y a los mecanismos contabilización de sus contribuciones a la generación de GEI (PNUAH, 2011).

A escala local, se ha identificado que el tipo de suministro de energía, la intensidad de carbono en los servicios de agua, saneamiento y manejo de residuos, y la liberación de metano procedente de sus sitios de disposición final son componentes significativos de las emisiones de GEI. Por ello, las iniciativas para abordar el cambio climático se han concentrado en el ámbito de la energía, por ejemplo, la obtenida de los residuos, así como en nuevas formas de suministro energético. Aunque fuera del sector energético, todavía se encuentran pocos ejemplos de políticas de reciclaje y reducción de residuos adoptadas por municipios en materia del cambio climático, o que se orienten a reducir la intensidad del carbono en los sistemas de agua y saneamiento a escala urbana (PNUAH, 2011).

De acuerdo con Echebarría (*op. cit.*) para abordar un problema específico en el ámbito urbano, las opciones deben contemplar diversas variables que integren tanto la capacidad de carga del territorio y de las concentraciones urbanas, como los aspectos sociales, económicos y ecológicos; orientados a reducir el consumo de recursos de todo tipo (agua, energía, suelo, materiales, etc.), reducir la contaminación y procurar la salvaguarda de la biodiversidad, sustentado en una mayor participación ciudadana y el tratamiento integral del medioambiente urbano.

Finalmente, en el desarrollo de estrategias de gestión de residuos específicas para a cada lugar, se debe considerar la planeación de los servicios de recolección, porque representan en buena medida parte de los costos económicos asociados incluso a las condiciones del territorio; también sitios disponibles para la instalación de infraestructura, sistemas de monitoreo, maquinaria y recursos humanos, especialmente en el contexto del funcionamiento de las zonas urbanas como parte un sistema interrelacionado entre sus factores y relativamente complejo.

i) Otros factores

En la Unión Europea, la problemática de la gestión de los residuos se caracteriza por una creciente producción *per capita*, la necesidad de altos niveles de inversión para infraestructura (incineradores, sitios de disposición final y de reciclaje) y barreras institucionales que orientan la selección de alternativas de gestión basado solo en su costo económico, entre otros. De acuerdo con Shmelev y Powell (2006), idealmente las políticas públicas de gestión ambiental deberían orientar el desarrollo económico hacia alternativas ambientalmente más sustentables, y social y económicamente menos costosas.

Para la gestión sustentable de los residuos existen aspectos privados y sociales que se deben considerar para la toma de decisiones en un sitio de disposición controlada de residuos, desde un enfoque microeconómico. Wagner (2010) se orientó al desarrollo de un modelo que permitiera identificar la manera en que son seleccionadas las “entradas” de un sitio de disposición final, tales como esfuerzos de monitoreo, los recursos naturales locales y la tecnología, por los actores privados y los planeadores sociales.

Sus resultados sugieren que la incertidumbre legal puede orientar a que las alternativas de “entrada” privadas se alejen de un óptimo social, lo que podría conllevar a que los costos externos para la comunidad sean ineficientemente altos y la gestión de los residuos no sea sustentable en ninguno de los aspectos que la integran. Se afirma que incentivar económicamente la selección eficiente de alternativas de entrada para un sitio de disposición, incrementará la gestión sustentable de los residuos y sugiere la existencia de implicaciones positivas como el desarrollo de mercados para los posibles post-productos (energía y composta).

1.4 Diagnóstico de la generación, tratamiento y disposición final de los Residuos Sólidos Urbanos en México.

En América Latina, el manejo de los residuos sólidos ha evolucionado con la urbanización, el crecimiento económico y la industrialización. En 1995, la población urbana regional generaba alrededor de 330 mil toneladas de basura al día, de las cuales una quinta se generaba en las mayores ciudades de la región: Ciudad de México, Sao Paulo y Buenos Aires. El problema de estos residuos sólidos no solo está vinculado a la cantidad que se genera sino también a su composición, que ha cambiado de ser densa y en su mayoría orgánica a ser voluminosa y no biodegradable, lo que hace más difícil su manejo (PNUMA, 2003).

En México, las soluciones que se han implementado para el manejo de los residuos han estado orientadas a su control al final del ciclo (post-consumo) y esto ha generado resultados adversos para la sociedad y las mismas autoridades. Los esfuerzos serios y metódicos para atender su problemática se iniciaron a finales de los sesentas y principios de los setentas, con lo que se han alcanzado niveles de cobertura del servicio de recolección formal de residuos de un 80% y en la disposición en rellenos sanitarios o en sitios controlados cercana al 50% (INE, 2006).

Si se considera que para el 2006 existían 2,445 municipios en el país (en los que se ubican más de 200,000 localidades), en las áreas metropolitanas se asentaba casi el 50% de la población, menos del 5% de los municipios habían resuelto el problema del manejo de sus residuos y que las primeras cifras confiables en materia de RSU fueron generadas en la década de los ochentas por entidades gubernamentales y que éstas fueron apoyadas por las agencias internacionales en la década de los noventas, resulta clara la necesidad de cambiar la visión que se tiene sobre la gestión de los residuos y considerar soluciones preventivas para el control y el aprovechamiento de los RSU (INE, 2006).

Generación y composición

En el mundo la generación *per capita* de RSU varía enormemente entre los diferentes países, de acuerdo con información de la Secretaría de Desarrollo Social de México (SEDESOL) en el 2004, citada por Esquer (2009), en Estados Unidos se estimó en 1.97 Kg/hab/día, mientras que en Japón fue de 1.12 Kg/hab/día, como se muestra en la tabla 1.5:

Tabla 1.5. Generación per cápita de RSU en México y otros países.

País	Generación per cápita (Kg/hab/día)
E.U.A	1.970
Canadá	1.900
Finlandia	1.690
Holanda	1.300
Suiza	1.200
Japón	1.120
México	0.900

Fuente: Esquer (2009).

Mientras que alrededor del 2004, en los países asiáticos la generación *per cápita* de RSU variaba de 0.5 a 1.4 Kg/día y presentaba tendencia a incrementarse hacia el 2025. Los residuos orgánicos representan del 50 al 60% del volumen total generado (PNUMA, 2007).

Las estimaciones de la generación total de RSU en México entre 1997 y 2008, indican que ésta creció alrededor de 28%, al pasar de 29.3 a 37.6 millones de toneladas y la generación per cápita diaria creció de 0.840 a 0.970 Kg (SEMARNAT, 2009a). Para 2010 y 2011, la generación promedio *per capita* diaria de residuos en México se incrementó a 0.980 y 0.999 Kg respectivamente (AEQIG, 2011). A continuación en la figura 1.3 se muestra la trayectoria de generación de México entre el 2000 y 2010, y se observa que tanto la generación total como la *per capita* siguen creciendo:

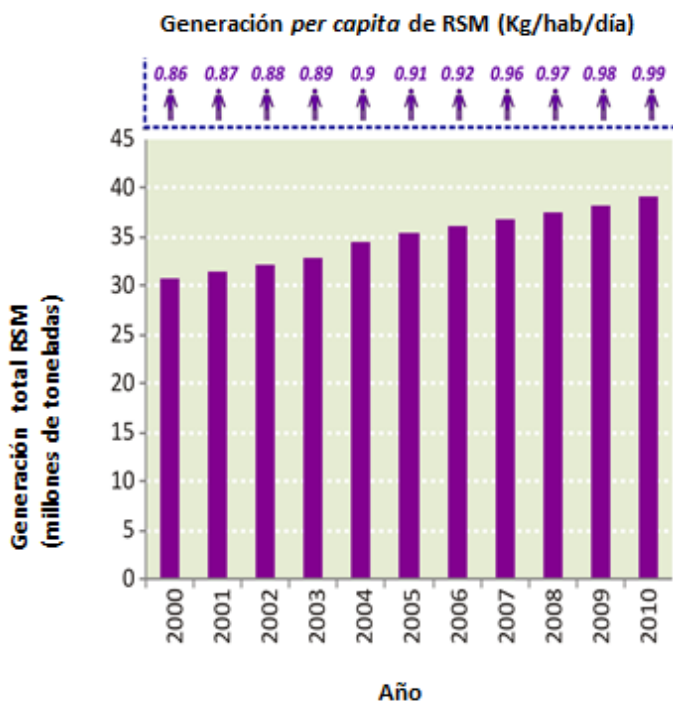


Figura 1.3. Generación total y per cápita de RSU en México (2000-2010)

Fuente: OCDE, Environmental Performance Reviews Mexico- SEMARNAT (2011), con datos de AEQIG (2011).

En el 2008, las zonas metropolitanas de México fueron las mayores generadoras, además la composición de los residuos cambió en relación a su porcentaje de residuos orgánicos que se estimó 52%, mientras que en los años cincuenta oscilaba entre 65 y 70% (SEMARNAT, 2009 a).

De acuerdo con el INE (2006a) y las proyecciones de la SEDESOL, en México la generación los RSU al 2020 se podría incrementar en aproximadamente 20% respecto a la generación actual. Como se muestra en la tabla 1.6:

Tabla 1.6. Proyección de la generación per cápita y total de RSU 2004-2020 en México.

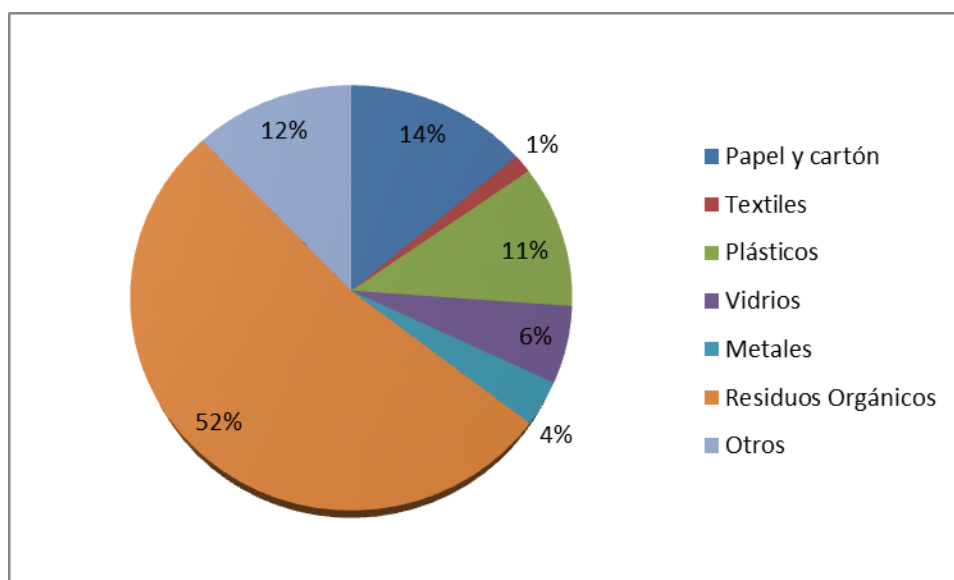
Año	Número de habitantes (miles)	Generación Kg/hab/día	Toneladas diarias	Toneladas anuales (miles)
2004	105,350	0.90	94,800	34,600
2005	106,452	0.91	96,900	35,370
2010	111,614	0.96	107,100	39,100
2015	116,345	1.01	117,500	42,890
2020	120,639	1.06	128,000	46,700

Fuente: INE., (2006).

Fuentes más recientes de cifras oficiales sobre la generación de RSU a nivel nacional, indican que en 2010 se generaron alrededor de 40,058.8 miles de toneladas anuales y la generación nacional *per capita* promedio fue de 0.976 Kg/día, mientras que en el 2011 las cifras preliminares se ubican en 41,099 miles de toneladas anuales y 0.985 Kg/día respectivamente (AEQIG, 2011). Es decir, que las estimaciones de generación de residuos más recientes se ubican ligeramente más arriba que las proyecciones realizadas para el largo plazo.

En relación a la composición y presencia de determinados subproductos en los RSU (sobre todo domiciliarios), la mezcla resultante está más determinada por aspectos culturales y patrones de consumo, por la época del año y por los festejos y/o eventos particulares de cada localidad, que por la actividad económica de la región y/o zona donde se localizan (INE, 1997). En las últimas décadas, la composición de los residuos en México también ha cambiado: en los años cincuenta el porcentaje de residuos orgánicos oscilaba entre 65 y 70%, para 2004 se estimó entre 50 y 55% (INE., 2006), para 2008 se había reducido al 52% (SEMARNAT, 2009a). En 2010 y 2011 este porcentaje se reportó en casi 52.4% (AEQIG, 2011).

De acuerdo con las cifras preliminares de RSU para México en el 2011, su composición se muestra en la figura 1.4 siguiente:



Nota: En la categoría de otros se incluyen residuos finos, material de demoliciones, hules y pañales desechables, entre otros. En los residuos orgánicos se incluyen restos de alimentos y residuos de jardinería.

Figura 1.4. Composición de los RSU en México al 2011.

Fuente: Elaboración propia con datos de AEQIG (2011).

Para el Distrito Federal las estimaciones de generación de RSU varían relativamente poco entre las diferentes fuentes de información. Al 2006, se calculaba que se generaban alrededor de 12,000 toneladas diarias de residuos

sólidos, es decir 4.38 millones de toneladas anuales, equivalentes a un volumen de 13.14 millones de m³, mientras que la generación por habitante es estimada en 1.4 Kg/hab/día (Monroy, 2006).

En el 2010, la generación total diaria de RSU de los habitantes del Distrito Federal (D.F) se estimó en 11,722 toneladas diarias de residuos, que hasta finales del 2011 eran dispuestas en el relleno sanitario de Bordo Poniente. Sin embargo, es conveniente aclarar que aproximadamente 2,488 toneladas de residuos provenían del Estado de México. La generación de RSU *per capita* en 2010 se estimó en 1.32 kg/hab/día (GODF, 2010), cifra que es 35.2 % mayor a la generación nacional *per capita* promedio en 2010 que fue de 0.976 Kg/día. Esta diferencia justifica mayormente el estudio de las alternativas de gestión para los residuos en la Ciudad de México.

También al interior del D.F. la generación de RSU entre las delegaciones que lo integran varía ampliamente: entre 102 ton/día en Milpa Alta y 2,584 ton/día en Iztapalapa (GODF, 2010), lo que indica la necesidad de contar con una estrategia de gestión que considere estas diferencias. A continuación en la figura 1.5 se muestra la generación de RSU por Delegaciones:

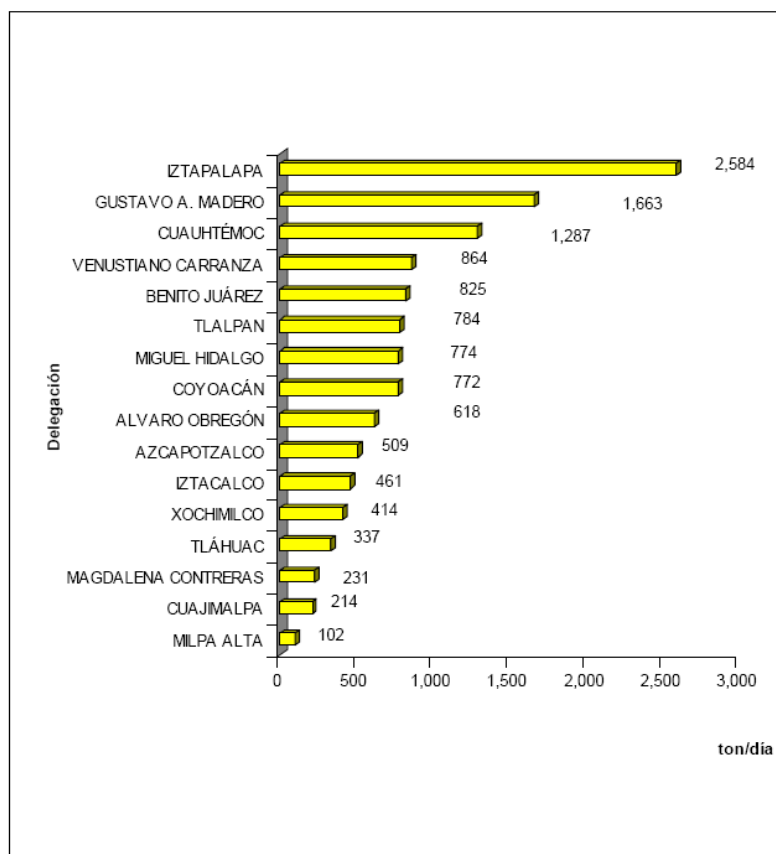


Figura 1.5. Generación de RSU por Delegación en la Ciudad de México en 2010.

Fuente: Gaceta Oficial del Distrito Federal, GODF (2010).

En cuanto a la composición de los RSU en la Ciudad de México se estimó que en el 2010, el 55.58 % de los residuos generados correspondieron a la fracción orgánica (mayor al promedio nacional ubicado en 52.4% en 2010); 20.30 % a subproductos con potencial de reciclamiento, tales como plásticos PET (polietilentereftalato), papel, cartón, vidrio y metales; y 24.12 % a materiales con escaso valor en el mercado (GODF, 2010).

Recolección y reciclaje

La recolección de RSU en México ha avanzado relativamente lento como se muestra en la siguiente figura 1.6. Al 2011, la eficiencia de recolección de RSU se estimó en 92.5% en promedio (AEQIG, 2011). Mientras que al 2008 se recolectaba el 90.1% del total de RSU generados a nivel nacional. Otras cifras oficiales indican que la cobertura nacional promedio de recolección al 2012 fue de 83.93%. De acuerdo con el INECC (2013), la inconsistencia de los datos es muestra de que sigue siendo una tarea pendiente la determinación de una metodología armonizada para cuantificar la generación, composición y otros parámetros relativos a los residuos. Los porcentajes de recolección más altos se tuvieron en Aguascalientes (98%), Distrito Federal y Nuevo León (ambos con 97%) y Baja California Sur (96%), los estados con la menor recolección fueron Tabasco y Michoacán (84%) y Veracruz (83%), (SEMARNAT, 2009a).

Recolección de RSU, 1998 - 2008

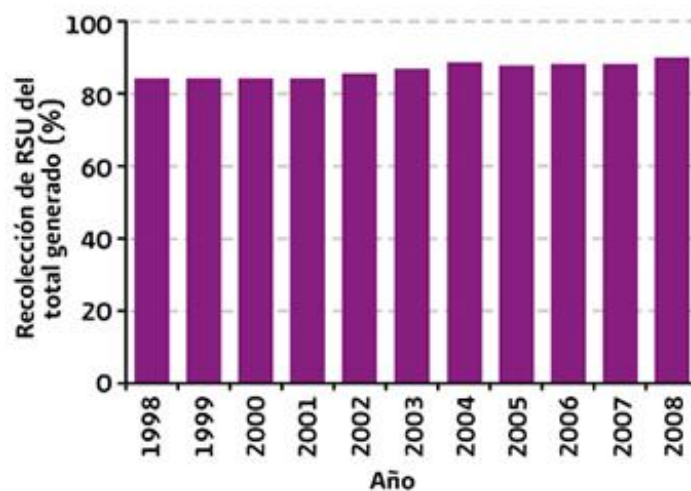


Figura 1.6. Recolección de RSU, 1998-2008.

Fuente: SEMARNAT, (2009a).

Como es de esperarse la cobertura en la recolección de residuos al interior del país es distinta, de acuerdo con el tamaño de la población de que se trata y la existencia de la infraestructura necesaria. En el 2004, las grandes zonas metropolitanas del país alcanzaron un 95% de cobertura, en las ciudades de

tamaño medio ésta se estimó entre 75 y 85%, mientras que en las pequeñas áreas urbanas entre 60 y 80% (INE, 2006 y SEMARNAT, 2008).

Para el Distrito Federal, se estima que en 2009 se recolectó un total de 10,760 toneladas de residuos/día, y si se considera que la generación fue 12,439 toneladas/día, entonces resulta que se recolectó el 86.5% de lo generado. Este servicio se llevó a cabo en 1,766 rutas con 2,260 vehículos que cubren en su recorrido a 1,525 colonias (GODF, 2009). A continuación se muestra en la figura 1.7 el camino seguido por los RSU en D.F. en el 2008 desde que son generados hasta que son tratados o colocados en un sitio de disposición final:

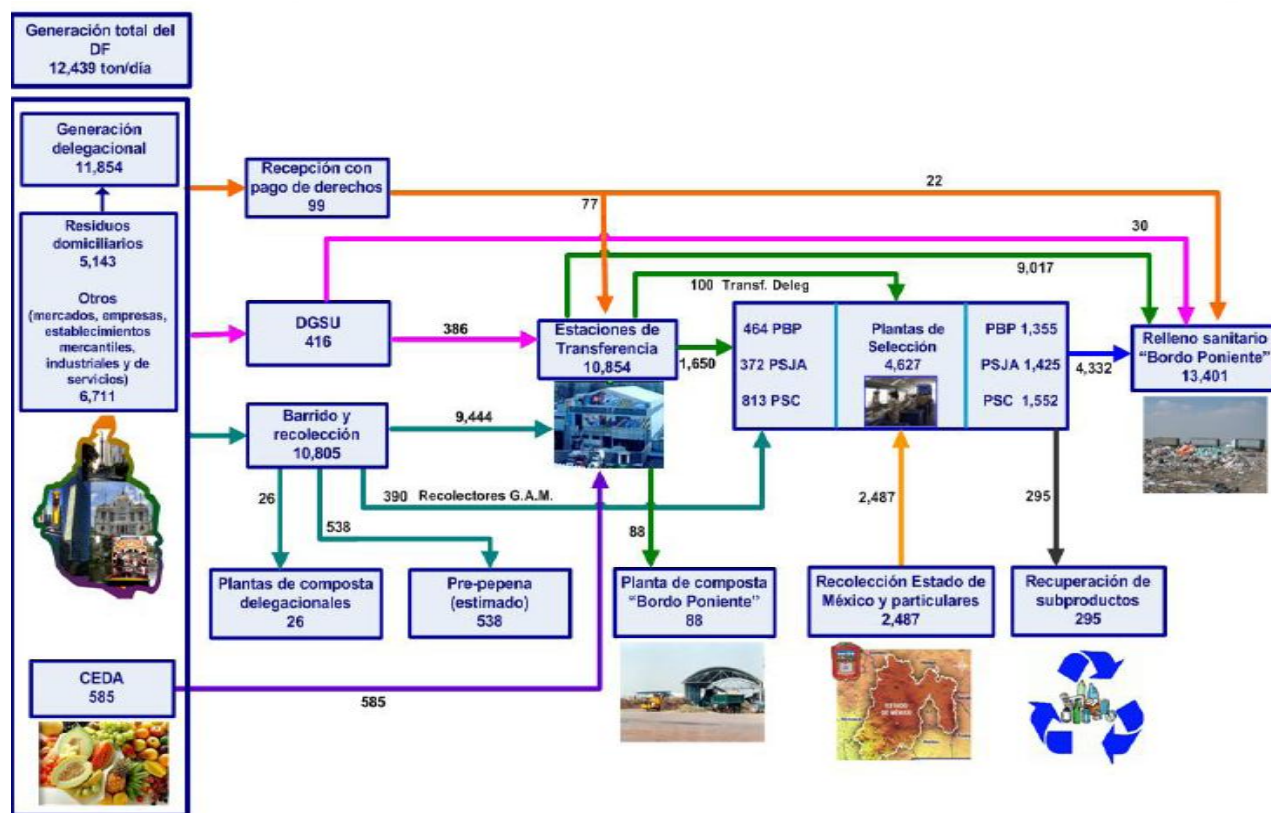


Figura 1.7. Diagrama de flujo de Residuos sólidos en el Distrito Federal, 2008. (ton/día)

Fuente: CIIEMAD, IPN SMA, SOS-2009, citado por GODF (2009).

En relación al reciclaje de RSU, al 2006 el mundo presentaba grandes diferencias en proporción al total de residuos tratados: Alemania 34%; Suiza, Suecia y Noruega cerca del 30%; Italia, Francia, España y Polonia 12-14%; Grecia 8% y ningún reciclaje en Malta, Lituania y Chipre (WI, 2006)

En México, el porcentaje de eficiencia del reciclaje respecto al total generado continúa siendo muy bajo. Al 2011, se estimó en 4.81% aunque dicha cifra solo incluye a los materiales recuperados en los sitios de disposición final, es decir, que

no incluye a los materiales separados en diversas fuentes de generación ni lo recuperado en contenedores y vehículos de recolección (AEQIG, 2011).

La información de reciclaje correspondientes a periodos anteriores indican que en 1998 el reciclaje registrado fue de 2.4% y en 2008 alcanzó 3.6%. La mayor proporción de materiales reciclados en 2008 corresponde a papel y cartón (42.1%), seguida por la de vidrio (28.7%) y el metal (27.8%) (SEMARNAT, 2009 a).

Sin embargo otras estimaciones del INE (2006a), indican que al 2004 los materiales recuperados para su venta en el país representaron del 8% al 12% del total generado. La mayor parte de éstos se obtienen por la vía informal, a través de la pre-pepena en la fase de recolección, y pepena en los sitios de disposición final (controlados o no controlados). Esto representa graves problemas en materia de desarrollo social, salud pública y calidad de vida.

Tratamiento y disposición final

En el mundo, el uso de sitios de disposición final no controlada se ha identificado como problemática debido a la contaminación del suelo y el agua subterránea que representa. La población pobre que depende de los recursos locales y que vive del reciclaje, son particularmente vulnerables a dichos impactos. En los últimos años se han desarrollado políticas orientadas a enfrentar el creciente volumen de residuos, que incluyen planes para la gestión sustentable de los residuos, instalaciones de compostaje, promoción de estrategias de 3R, Economía Circular y Etiquetado Verde. (PNUMA, 2007).

En México, el tratamiento de los residuos no ha contado con los incentivos económicos y regulatorios adecuados, por lo que los procesos de incineración, aprovechamiento de subproductos y producción de composta, no han tenido el resultado esperado. Por ejemplo, el tratamiento de residuos orgánicos ha sido muy limitado: en el 2005 se identificaron 60 plantas de compostaje, que estaban en operación o lo estuvieron en algún momento (INE, 2006).

Como se muestra a continuación en la tabla 1.7:

Tabla 1.7. Instalaciones de composteo en México, 2005.

Localización	Municipales	Académicas	Particulares	Total
Estado de México	18 plantas (6 inactivas)	2 plantas	2 plantas	22 plantas (6 inactivas)
Distrito Federal	8 plantas (3 inactivas)	5 plantas	3 plantas	16 plantas (3 inactivas)
Otras Entidades	15 plantas (6 inactivas)	—	6 plantas (2 inactivas)	21 plantas (8 inactivas)
Total	41 plantas (15 inactivas)	7 plantas	12 plantas (3 inactivas)	60 plantas (17 inactivas)

Nota: *Corresponden a plantas construidas y operadas por Universidades o Centros Tecnológicos.
Fuente: INE, (2006).

Como resultado del análisis de las instalaciones de composteo en México realizado por el INE (2006a), se determinó que la producción de composta ha padecido un insuficiente desarrollo del mercado, dificultades en la comercialización por parte de los municipios, tecnología inadecuada, altos costos de operación y el producto terminado no ha cumplido con los estándares de calidad requeridos. También se encontró que las características de las plantas de composta reportadas son muy diferentes entre sí y que frecuentemente carecen de registros y reportes periódicos de sus actividades. Por ello, es difícil contar con indicadores relativos a algunas de sus variables de proceso importantes, como son cantidad de residuos recibidos y volumen de composta producida. Sin embargo, se reporta que el tiempo de producción de la composta estimado varía entre tres y seis meses.

En México, además de las alternativas de tratamiento de RSU como reciclaje, composteo y disposición relleno sanitario, también han existido esfuerzos para introducir otras opciones y tecnologías como incineración, pirólisis, gasificación, mineralización, hidrólisis, tratamiento mecánico-biológico-, co-procesamiento, plasma, relleno seco, etc. Sin embargo, la implantación de estas opciones en los municipios del país, no ha tenido impacto en el mercado mexicano, (INE, 2006 y SEMARNAT, 2008).

En relación a la disposición final de los RSU para el 2011, las cifras preliminares indican que el volumen de generación a nivel nacional fue de 39.05 millones de toneladas, también sugieren que estos residuos reciben alguno de los siguientes tipos de disposición final: relleno sanitario (61%), relleno de tierra controlado (9%) y sitio no controlado o tiradero a cielo abierto (26%). Solo una pequeña fracción de materiales no fue colocado en algún sitio de disposición final, sino que será reciclado (4%). Como se muestra en la siguiente figura 1.8:

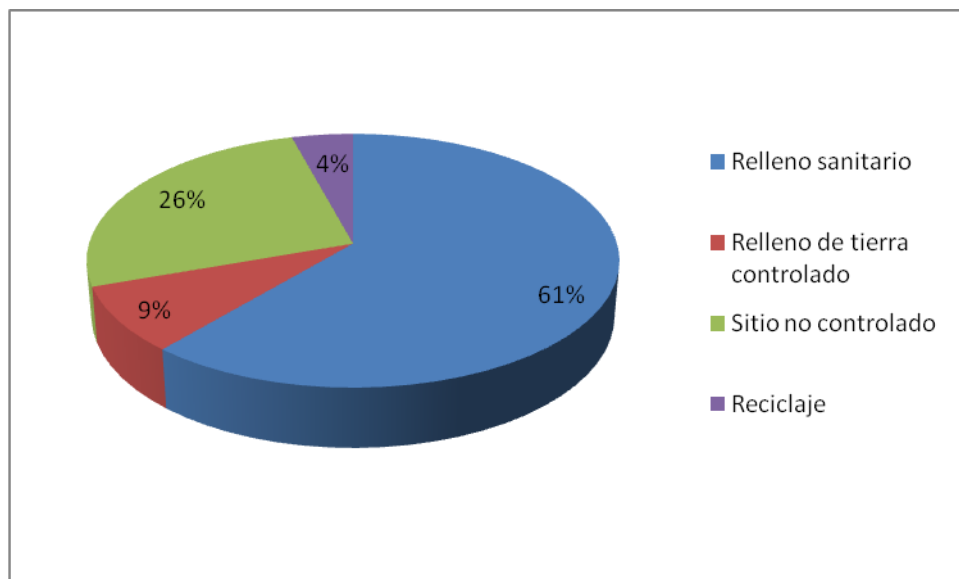
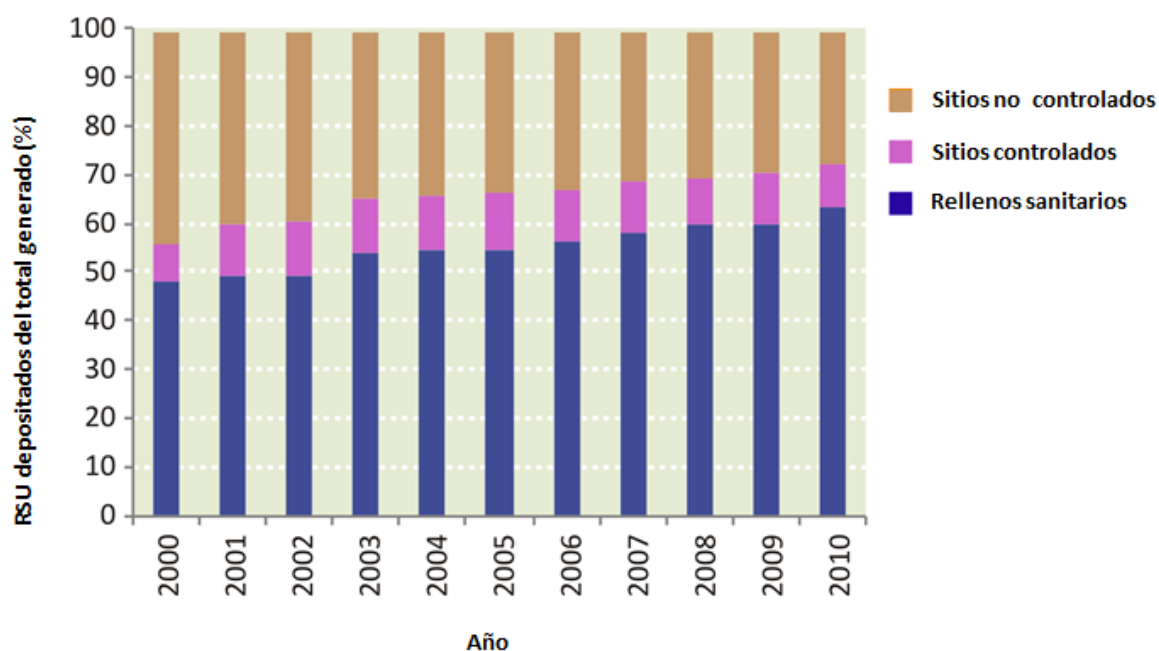


Figura 1.8. Disposición final y reciclaje de RSU en México, 2011

Fuente: Elaboración propia con datos de AEQIG (2011).

Las cantidad de RSU que se estima fue depositado en algún tipo de sitio controlado (incluyendo relleno sanitarios o de tierra controlado) fue de 70% en 2011. Esto ha cambiado con el tiempo, en el 2008 se calculaba que el 67% de los materiales residuales generados en el país fueron dispuestos en rellenos sanitarios y sitios controlados, mientras que el 33% restante se colocó en sitios no controlados. De estos residuos se estima que de los generados en las zonas metropolitanas, más del 80% se dispuso en rellenos sanitarios o sitios controlados, mientras que en las localidades rurales y semiurbanas este porcentaje fue de 3.2% (SEMARNAT, 2009)a.

A continuación se muestra la evolución que tuvo la disposición final de los RSU entre 1995 y 2010 y por entidad federativa:



Nota: Los porcentajes no llegan a 100% debido a una pequeña fracción de materiales que es reciclada.

Figura 1.9 a. Disposición final de los RSU en México entre 2000 y 2010.

Fuente: OCDE Environmental Performance Reviews Mexico- SEMARNAT (2011), con datos de AEQIG (2011).

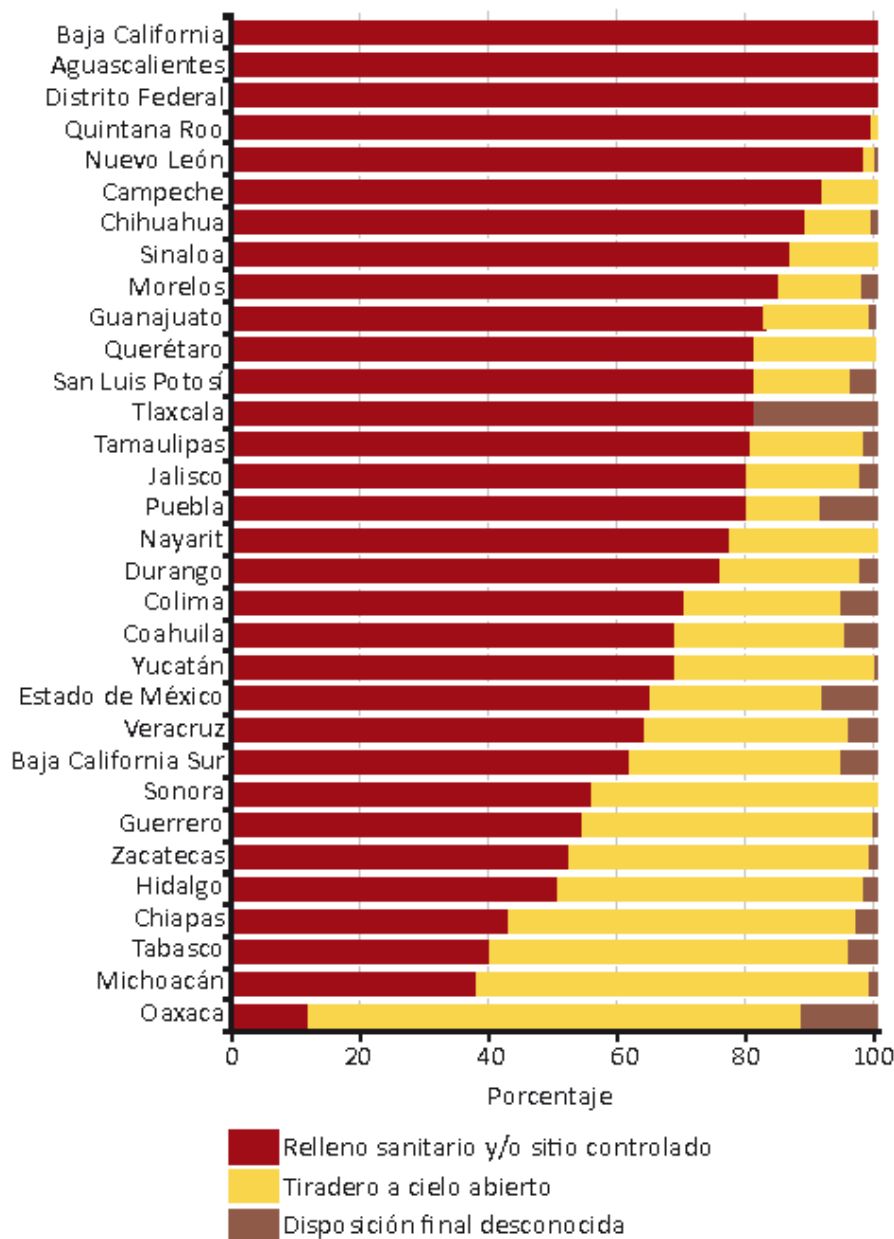


Figura 1.9 b. Tipo de disposición final de RSU, por entidad federativa.

Fuente: INECC (2013).

Las figuras 1.9 a y b muestran que la disposición final de RSU en rellenos sanitarios y sitios controlados son la opción más utilizada en prácticamente todos los Estados del país y que en 10 años pasó de casi 56% en el 2000 a 72% en el 2010. Sin embargo, la utilización de otras alternativas de gestión de residuos no ha tenido un crecimiento equivalente en el mismo periodo.

Chávez (2009) menciona que la disposición de residuos en un relleno sanitario es el método de disposición final más utilizado, debido a que su relación costo-beneficio, lo coloca como la alternativa más acorde con la realidad económica de

los municipios en México. Sin embargo, también expone que a nivel nacional, los Residuos Sólidos Urbanos se depositan en 88 instalaciones, de las cuales se estima que menos de 30 cumplen con la normatividad, así como con un correcto manejo de lixiviados y gases generados.

Dichos efectos ambientales negativos también tendrían que ser incluidos en una evaluación más amplia de costo-beneficio para México. Para ello, se requeriría estimar y analizar los costos privados, gubernamentales y sociales del manejo de los residuos (JICA, 1999) y antes de enfocar los esfuerzos al aprovechamiento económico de los residuos cuando ya han sido llevados a sitios de disposición final en rellenos sanitarios, se consideren otras opciones de separación y tratamiento de los residuos, por ejemplo, el reciclaje, compostaje, tratamiento mecánico-biológico o tal vez su incineración, que podrían presentar menores externalidades negativas e incluso algunas positivas vinculadas a su utilización energética, mitigación de emisiones y beneficios para la sociedad.

En México, ya se tienen experiencias de proyectos de aprovechamiento integral de residuos en rellenos sanitarios en los estados de Aguascalientes, Chihuahua, Durango, Morelos y Jalisco (Cortinas, 2010b), donde el metano producido por los residuos, genera beneficios económicos por la obtención de energía, al mismo tiempo que se mitigan emisiones contaminantes, como lo describieron en detalle para otros países Miranda y Halle (1997) y Volleberg (1997). La gestión integral los residuos permitiría reducir algunas de las externalidades negativas asociadas a su generación, tales como contaminación y degradación ambiental en muchas ciudades, como lo han demostrado los trabajos de Zhao *et al.*, (2011), Dijkgraaf *et al.*, (2004), Komilis y Ham (2004) y Smith *et al.*, (2001), cuyos resultados se describen a mayor detalle en el capítulo 2.

Capítulo 2. La gestión de los Residuos Sólidos Urbanos desde la perspectiva de la economía.

La gestión de los residuos es un tema que tradicionalmente ha sido considerado en el campo de la ingeniería. De acuerdo con André *et al.*, (2007), existe una amplia variedad de propuestas de solución para la gestión de los residuos con un sentido técnico y ambiental, y hasta hace poco tiempo la situación ha incluido la perspectiva económica. En mi opinión, es posible que las estrategias de gestión seguidas tradicionalmente, se hayan basado en soluciones al menor costo posible a corto plazo, sin embargo la necesidad de conocer y evitar los costos a más largo plazo ha hecho necesario buscar soluciones más integrales con un sentido técnico, ambiental y económico en conjunto.

La evidencia indica que la presencia de residuos en la biósfera debe ser controlada debido a su impacto sobre el entorno, porque ello representa la posibilidad de alcanzar la capacidad de carga límite de un ecosistema, entendido como una medida de la cantidad de organismos vivos que pueden ser soportados en un espacio definido, para absorber los impactos y comenzar un proceso de deterioro irreversible, (Young, 2004). Cuando el sistema ha dejado de ser resiliente ante la magnitud del daño, se generan impactos irreversibles con costos ecológicos y económicos asociados (Peterson 2000, Ibararán *et al.*, 2003).

La capacidad de carga de un ecosistema depende de factores como la variación del clima, cambios en el consumo vinculados las actividades humanas y el movimiento de recursos a los sitios donde son necesarios para las comunidades. Cuando la capacidad de amortiguamiento y resiliencia de un ecosistema declina, la capacidad de los sistemas naturales, económicos y sociales para responder a las presiones externas se reduce, al igual que su aptitud para producir bienes y servicios (Graymore *et al.*, 2010). En este sentido, la prevención y control del deterioro ambiental, vinculado a las actividades económicas, reside en buena medida, en las decisiones productivas que se tomen.

Para entender la naturaleza de los procesos económicos de producción y consumo y su vinculación con los cambios en la calidad del ambiente, desde hace relativamente poco tiempo, se ha recurrido al análisis económico-ambiental de la gestión de los residuos en el marco de principios físicos, tales como las leyes de la conservación de la materia y la energía y la segunda ley de la termodinámica o de la entropía (Ruth, 1999).

Este análisis tiene fundamento en conceptos de la economía ecológica. Constanza *et al.*, (1999) expone que la Tierra es considerada como un sistema termodinámicamente cerrado, donde la humanidad representa un subsistema del ecosistema global cuyas actividades económicas requieren de la energía y

materiales provenientes de la Tierra y están limitadas por un rendimiento biofísico de los recursos y por la recepción, acumulación o degradación de los residuos generados en la naturaleza. Ello implica que la producción, consumo y desecho de recursos y los servicios ambientales estén determinados por las leyes de la termodinámica. Entonces la capacidad un ecosistema para absorber la entropía que se genera, por ejemplo por la gestión y manejo de los residuos, dependerá de su posibilidad para recuperarse del impacto como resultado de su estado de conservación.

La economía ecológica advierte sobre el riesgo de desechar una cantidad de materiales mayor al que los ecosistemas pueden asimilar (como los residuos sólidos) o de extraer recursos de los sistemas naturales a un ritmo mayor a su capacidad de regeneración (Monroy, 2006).

La economía ambiental en cambio, estudia el efecto de la economía sobre el medio ambiente, la importancia del entorno ambiental para la economía y la forma adecuada para regular las actividades económicas, con el objeto de lograr un equilibrio ambiental, económico y social (Monroy, 2006). Entre sus temas de estudio se incluyen las relacionadas con la producción excesiva de bienes en el mercado y la consecuente contaminación, las fallas de mercado asociadas a los bienes ambientales y la distribución de costos de las actividades económicas, tales como contaminación y generación de residuos.

En el análisis económico-ecológico, se requiere de los balances de materia y energía (que son la base de la economía ecológica) porque que permiten estimar las salidas de un sistema considerando los insumos de entrada y los requerimientos de energía para producir algún bien en la economía basado en la segunda ley de la termodinámica (que estudia los cambios cualitativos de materia y energía que ocurren en un proceso, a través de variaciones de la entropía en un estado de referencia hasta llegar al equilibrio).

Una aplicación práctica de la ley de la entropía, la exergía o máximo trabajo útil que puede obtenerse cuando un sistema cambia de un estado inicial a un estado final, también se ha utilizado para vincular los procesos económicos con los cambios en la calidad del ambiente, independientemente de si los mercados establecen ese vínculo en términos monetarios. Los análisis de exergía, en conjunto con los balances de materia, son una estrategia de la economía ecológica para facilitar la evaluación de los sistemas de ingeniería y la identificación de potenciales de mejora energética (Ruth, 1999).

2.1 La Economía Ambiental como enfoque de estudio para los RSU.

El análisis de la problemática de los residuos y sus alternativas de gestión a nivel mundial, desde la perspectiva de la Economía Ambiental, ha considerado diversos esfuerzos de investigación orientados principalmente a valorar sus impactos y costos económicos, ambientales y sociales, también llamados externalidades.

Una externalidad se presenta cuando las elecciones de consumo o producción de una persona o empresa afectan en la función de producción o función de utilidad de otra entidad, sin el permiso o compensación correspondiente (Koldstad, 2000).

Ésta presenta dos condiciones (Baumol y Oates citado por Monroy, 2006):

- “Existe una externalidad siempre que las relaciones de utilidad o producción de algún individuo incluyan variables reales, es decir monetarias, cuyos valores son elegidos por otros sin atención particular a los efectos sobre el bienestar de individuo.
- El agente cuya actividad afecta los niveles de utilidad de otro o entra en sus funciones de producción, no realiza una paga en compensación por su actividad en una cantidad igual en valor a los beneficios o costos ocasionados”.

La valoración de las externalidades es relativamente compleja, debido a la incertidumbre de los métodos para obtener valores en una dimensión tal, que permita su análisis. También resultan relevantes los aspectos locales, como costos y regulaciones propias de cada sitio.

Las investigaciones sobre las externalidades asociadas a los residuos han tenido diferentes enfoques, uno de ellos es el análisis de las fallas de mercado. Cuando los recursos se asignan erróneamente o en forma ineficiente y resulta el desperdicio o valor perdido de un recurso. Estas externalidades pueden ser positivas o negativas, en función de que representen daños o beneficios para el bienestar de un individuo, y también pueden presentarse en diferentes dimensiones: económica, social y ambiental.

Las externalidades positivas representan los beneficios para el bienestar de un individuo, comunidad o entorno, derivadas de alguna actividad, elección de consumo o producción de una persona o empresa, por ejemplo, la posibilidad de recuperar energía de los Residuos Sólidos Urbanos es una externalidad positiva ligada a la gestión de los residuos.

Las externalidades negativas vinculadas a la gestión de los residuos, pueden tener distintos matices, desde la generación de emisiones contaminantes y los costos de controlarlas, los impactos a la salud e incomodidades que debe tolerar la población cercana a la infraestructura de manejo y tratamiento de los residuos con la correspondiente pérdida de valor de sus propiedades comerciales, hasta el tiempo y energía que debe invertir la comunidad para participar en las acciones de separación y manejo de materiales establecidas por sus autoridades locales, entre otras. Estas externalidades deberían ser identificadas para poder internalizarlas y compensarlas a quien corresponda.

2.1.1 Costos de las externalidades de las alternativas de gestión.

Las externalidades vinculadas al tema de los residuos tradicionalmente se han abordado en el estudio para la adopción de las tecnologías de gestión, enfocado a los costos privados de producción con limitadas consideraciones para los impactos sociales y ambientales, aunque estén interrelacionados entre sí, (Miranda y Hale, 1997). Además las externalidades ambientales tienen un papel fundamental en las evaluaciones sociales (Volleberg, 1997).

De acuerdo con Volleberg (1997), una valoración del bienestar completa debería incluir costos sociales integrales, por ejemplo, los costos sociales de la generación de la electricidad por medio de una planta de incineración de residuos, debería incluir también los costos vinculados a sus propios residuos. Ello implica que, tanto los costos privados como los costos ambientales de los residuos deberían ser considerados para calcular los costos sociales de la incineración.

Las investigaciones en el tema, en su mayoría, se han enfocado a encontrar valores comparables en términos físicos y monetarios para las externalidades asociadas al uso de combustibles fósiles y biomasa para la obtención de energía. Para su estudio, a nivel físico se han utilizado diferentes herramientas como el análisis del ciclo de vida. Algunos de los resultados revelan externalidades o factores de emisión comparables para diferentes técnicas de producción de energía, basada en estimaciones de costos ambientales y sociales.

Volleberg (*op. cit.*) analizó en detalle dos mercados existentes para la biomasa: la producción de electricidad y calor vinculada a la incineración de residuos en Holanda; y la utilización de biocombustibles, tales como etanol proveniente del trigo y caña de azúcar, en Francia. Su metodología para valorar los costos del aprovechamiento de energía a partir de la biomasa se basa en estimaciones de los costos privados (inversiones de capital para contar con las tecnologías de control de emisiones requeridas por cada país), costos ambientales debidos a los impactos de las emisiones generadas por la incineración de residuos para generar energía (la emisión de gases de efecto invernadero y generadores de lluvia ácida, y otros como el uso de la tierra o la contaminación de agua) y una análisis de los costos sociales basado en diferentes opciones para generar la electricidad.

Sus resultados indican que la incineración de residuos para la generación de energía presenta costos ambientales de 1.9 centavos de Dutch Florin² (Dfl.cts) por KWh y costos sociales de 28.3 Dfl.cts/KWh, mientras que la generación de energía basada en combustibles fósiles tiene costos ambientales de 3.5 Dfl.cts/KWh y costos sociales de 8.5 Dfl.cts/KWh. Es decir, que la incineración de residuos para la obtención de energía presenta costos ambientales menores que el uso de combustibles fósiles para el mismo propósito, entonces la primera

² Dfl es la abreviatura de Dutch Florin que corresponde a la moneda local de Holanda antes del año 2001, cuando se empezó a utilizar el Euro en los Estados Miembros de la Unión Europea. El tipo de cambio considerado por los autores del artículo es de un dólar= 1.7 Dfl.

pareciera la opción más aceptable, sin embargo al comparar los costos sociales, resulta ser la peor alternativa. Entre las conclusiones de su trabajo, resalta que el óptimo social ligado a la producción de energía eléctrica con combustibles fósiles y a la producción de combustibles como tal, depende principalmente de sus bajos costos privados, mientras que los costos ambientales de los combustibles fósiles son considerablemente altos.

De acuerdo con Volleberg, la incertidumbre de la valoración de costos radica en la confiabilidad de los precios estimados. Como segunda conclusión, menciona el papel de los gobiernos para incentivar el aprovechamiento de las fuentes alternativas de energía, basado en un análisis de costo-beneficio, que incluya los precios relativos de las externalidades involucradas.

El aprovechamiento de la biomasa para generar energía varía considerablemente entre los países. Entre algunos de los países los miembros de la OCDE, la energía proveniente de la biomasa ya es explotada a gran escala. Existen cálculos que sugieren que en 1990 en Estados Unidos, la producción de energía eléctrica con biomasa tenía un costo de 0.05 a 0.15 dólares/KWh, mientras que la generación de electricidad con combustibles fósiles tenía un costo de 0.03 a 0.05 dólares/KWh (Volleberg, 1997).

Los costos de utilizar fuentes de energía alternativa, como las que representa la biomasa o el aprovechamiento de los residuos, podrían demostrar que son opciones económicamente viables comparadas con las fuentes de energía fósil, si se consideran aspectos ambientales y sociales de más largo plazo. En la Unión Europea, la incineración de residuos asociada a la generación de energía, es considerada como producción de energía verde, donde los residuos son vistos como otra fuente de biomasa que provee una alternativa prometedora para la obtención de energía. Entonces, resulta mejor para la sociedad si los residuos son “reciclados” como fuente de energía, (Volleberg, 1997).

Sin embargo, la valoración de los costos externos a largo plazo tiene una importante incertidumbre debido a que los impactos ambientales de cada alternativa dependen de factores como:

- Características de los equipos: el uso de mecanismos de control de emisiones y el manejo de los residuos secundarios post- tratamiento.
- Diferencias en costos locales asociados a las alternativas de generación de energía: implementación y compra de tecnologías para el manejo de residuos, costos de la tierra, economías de escala que se pueden desarrollar, e incluso de los estándares ambientales propios de cada país.

Una valoración de costos con una visión más integral fue realizado por Miranda y Hale (1997), quienes investigaron las ventajas de generar energía por medio de una planta de procesamiento de residuos con recuperación de energía. Basado en las estimaciones de los costos privados de producción que son pagados por el dueño de la planta y los costos sociales ambientales. Sus resultados fueron

comparados con los correspondientes a las plantas que utilizan combustibles fósiles para generar energía y que generan costos por emisión de partículas y otros contaminantes tóxicos, también se incluyó en la análisis a los sitios de disposición final de residuos con sus respectivos costos de emisiones a la atmósfera y por la generación de lixiviados.

Dicho trabajo representó un avance en la valoración de los costos privados, sociales y ambientales en las etapas finales de la gestión de los residuos (incineración y la disposición en rellenos sanitarios), basado en su potencial para generar energía. Para la investigación se consideraron algunos países desarrollados como Alemania, Suecia, Reino Unido y Estados Unidos, al tomar como referencia las externalidades de producir energía con combustibles fósiles.

La Teoría de Externalidades indica que, desde una perspectiva social, los costos sociales ambientales (externos) deberían ser tan importantes como los costos privados de producción (internos). Por ello, en mi opinión, para complementar las valoraciones de las opciones de aprovechamiento y gestión de residuos habría que considerar las emisiones contaminantes como las generadoras de lluvia ácida, daños a los ecosistemas, liberación de partículas y calentamiento global.

Miranda y Hale (1997) confirmaron que tanto los rellenos sanitarios como la incineración de residuos con recuperación de energía generan altos costos sociales y ambientales, debido a sus emisiones contaminantes al aire y contaminación al agua por sus lixiviados. Su trabajo de investigación se integró en tres etapas principales:

- Determinación de una línea base de costos privados de producción de energía basada en combustibles fósiles (carbón) para diferentes países. Desde 4.2-5.6 para Reino Unido hasta 8.3-9.6 para Alemania, en centavos de dólar/KWh.
- Estimación de los costos de producción de energía con residuos en los diferentes países: Alemania 17.2-31.4 y Reino Unido 11.3-22.6 en cents. dólar/KWh y análisis de los valores obtenidos con combustibles fósiles y residuos. También se consideró la estimación de externalidades, para ambas opciones de generación de energía (combustibles fósiles y residuos): Los costos de una planta que funciona con combustibles fósiles fue de 0.24 a 7.0 cents.dólar/KWh, mientras que los costos externos de una planta que utiliza residuos como combustibles es de 0.9 a 5.4 cents.dólar/KWh.
- Evaluación de la alternativa de utilización de residuos para obtener energía como estrategia de gestión. De los impactos ambientales, se compararon las emisiones gaseosas y lixiviados provenientes de ambas opciones y se estimaron los costos externos utilizando las funciones de costo de daño marginal reportadas en otras investigaciones. Los costos externos (en centavos de dólar/tonelada de residuos) obtenidos para un relleno sanitario

fueron de 2.42 a 14.14 y para una planta de incineración con recuperación de energía 5.17 a 31.5

Entre los resultados de Miranda y Hale (*op. cit.*) resalta que las estimaciones de costos externos totales para ambas alternativas (rellenos sanitarios e incineración de residuos), en Alemania y Suecia presentaron costos similares, mientras que para el Reino Unido, cuyos estándares de emisiones al aire son menos estrictos, la incineración de residuos es más costosa que su disposición en rellenos sanitarios. Es decir, que los costos variaron de acuerdo con los estándares ambientales de cada país y por ende en las tecnologías de control requeridas para cumplirlos, como se muestra en la tabla 2.1 siguiente:

Tabla. 2.1 Costos privados totales de producción de energía y costos ambientales sociales por tonelada de residuos.

País	Incineración (1 ton) + combustibles fósiles (578kWh) en centavos dólar/tonelada	WTE (1 ton) en centavos dólar/tonelada
Alemania	105.94-163.10	104.58-195.22
Suiza	50.71-76.87	59.95-76.6
Reino Unido	70.02-135.36	103.28-122.25
Estados Unidos	62.99-131.15	75.39-149.27

Fuente: Miranda y Hale (1997.)

Además hay que considerar que para los rellenos sanitarios no existe un sistema capaz de recolectar el 100% de los gases generados, principalmente metano, que como GEI tiene un potencial de impacto de 21 veces mayor al bióxido de carbono. Mientras que para los incineradores, además de las emisiones gaseosas contaminantes y de los lixiviados, hay que considerar las cenizas porque contienen altos niveles de metales pesados y otros compuestos tóxicos, lo que conlleva a que su manejo sea relevante ambiental y económicamente (Miranda y Hale, 1997).

El reciclaje como alternativa de gestión de los residuos sólidos y la valoración de sus costos ambientales ha permitido identificar las externalidades positivas y negativas de la recolección, separación y transporte de los materiales reciclables y las resultantes de proceso de reciclaje *per se*. Para el reciclaje de aluminio en México se ha considerado la reducción de emisiones contaminantes (CO₂, NO_x, CH₄, SO₂), asociadas al ahorro de energía, como marco para la valoración económica de sus costos ambientales. Las estimaciones del trabajo de González (2001) indican que las externalidades positivas y negativas para dicha actividad de reciclaje fueron de 86.7 y 1.16 millones de pesos mexicanos de 1996 respectivamente. En mi opinión, el trabajo de González es relevante porque analiza los efectos de diversas maneras de producir y consumir sobre el medio ambiente, asociado a un consumo energético, lo que permitiría comparar alternativas de gestión de residuos con un enfoque de economía ambiental.

También se ha estudiado la adopción de un sistema de separación de residuos en el origen, previo a su incineración, y los costos como alternativa de tratamiento de residuos que se podrían generar. Poletto y Da Silva (2009) analizaron la tendencia actual de separación de plásticos, papel y cartón, vidrio y metales en Brasil, y su influencia en los flujos másicos y de energía en el sistema de la incineración de residuos sólidos urbanos (RSU), al utilizar como herramienta de cálculo el software COMBUST. La información utilizada para el desarrollo de su investigación fue la composición física de los RSU en sus categorías de orgánicos e inorgánicos, poder calorífico de algunos materiales reciclables e índices de producción de residuos *per capita* según el tamaño de la población. Se consideraron dos escenarios base: sin separación alguna de residuos y con separación total de papel, cartón y plástico. Como parte de sus conclusiones, se menciona que la adopción de un sistema de separación desde el origen de residuos con valor en el mercado (que además son mejores combustibles) reduce el poder calorífico de los RSU, lo que contribuye a reducir la cantidad de energía que puede ser recuperada por incineración controlada. Por ejemplo, los residuos de Brasil podrían generar 156.4 kWh/día sin la separación de sus residuos y 117.81 kWh/día con separación, al considerar una eficiencia del 28% para una planta de incineración.

Aunque el estudio de Poletto y Da Silva (*op cit.*) se orientó a estimar los costos económicos de una decisión meramente técnica (la separación o no de los residuos), que corresponde al enfoque de la economía ambiental, se utilizaron estimaciones de los flujos de materia y energía contenidas en los materiales de desecho para realizar su investigación, lo que pone de manifiesto la necesidad de considerar análisis más integrales para dar solución a un problema aparentemente económico-ambiental.

También se han estudiado los criterios de localización óptima de las plantas de incineración y los rellenos sanitarios para tratamiento y disposición final de los residuos que, desde una perspectiva económica, deben observarse en función de la cercanía a poblaciones que podrían verse económicamente afectadas y de las economías de escala que se podrían desarrollar (Ye y Yezer, 1997).

Concha (2003) e Ibararán *et al.* (2003) mencionan que el funcionamiento adecuado de un nuevo relleno sanitario es difícil debido a los conflictos asociados a su localización: problemas de uso de suelo, riesgos ambientales e intereses políticos y económicos; además de que los costos sociales de desechar los residuos sólidos se incrementan debido a la dificultad de encontrar lugares técnicamente apropiados para su disposición y a la identificación de sus repercusiones ambientales.

En México, al analizar la problemática de la contaminación ambiental con un enfoque económico, el INEGI (2008) estima que los costos totales por agotamiento y degradación ambiental (CTADA) en 2008, fueron de 960,513.4 millones de pesos equivalentes al 7.9% del PIB, de los cuales 36,218.4 millones de pesos corresponden a costos totales por residuos sólidos que generaron

degradación y contaminación en el suelo, cuya tasa media de crecimiento anual entre 2003-2008 fue de 8.9%, como se muestra en la figura 2.1:



Fig. 2.1. Costos Totales por agotamiento y degradación ambiental como proporción del PIB 2003-2008.

Fuente: INEGI, 2008.

Dichos costos representan los montos que tendría que pagar la sociedad para remediar, restituir o prevenir el agotamiento de los recursos naturales y la degradación al medio ambiente.

En mi opinión, el enfoque de la Economía Ambiental para analizar la problemática de la gestión de los residuos no provee el marco que se requiere para valorar las repercusiones de sus procesos en un sistema complejo, como el ecosistema terrestre, porque no integra todas las variables de materia y energía que se requieren para hacer una evaluación completa ni permite predecir sus impactos en el tiempo. Sin embargo, provee opciones para generar instrumentos de gestión orientados a cambiar el comportamiento de los individuos como generadores y gestores de Residuos Sólidos Urbanos.

2.2 La Economía Ecológica como enfoque de estudio para los RSU.

La Economía Ecológica como enfoque de investigación, permite identificar flujos que normalmente no son considerados en los análisis económicos de los procesos productivos, por medio de balances de materia y energía, con lo que se hace posible seguir el rastro de los residuos a través de la frontera económica-ambiental e identificar en dónde está incompleto el ciclo. Las materias primas son extraídas del ambiente, procesadas, usadas y finalmente dispuestas como residuos (Ayres, 1999).

Los materiales en forma de residuos son devueltos al ambiente en una forma degradada muy diferente a la que tenían cuando fueron extraídos, mientras que la capacidad del ambiente para asimilarlos es finita. Desafortunadamente, los materiales residuales y la capacidad de asimilación de la Tierra, no forman parte de un sistema de mercado y no tienen precio (Ayres, 1999, 2004).

La orientación al cierre del ciclo productivo, a través de la creación de sistemas para facilitar el retorno, reacondicionamiento, reuso, y aprovechamiento de los bienes, y procurar la maximización de su vida útil, requiere de la internalización de los costos totales de la extracción, procesamiento, uso y disposición final. Se requiere desarrollar o establecer criterios de evaluación integral para analizar las alternativas de gestión de los residuos que abarquen sus ciclos completos, para apoyar la toma de decisiones y controlar los problemas ambientales que se pueden generar.

Algunos investigadores que han desarrollado sus trabajos de gestión de residuos con el enfoque de la Economía Ambiental han reconocido que las evaluaciones de impacto ambiental con una perspectiva de Economía Ecológica, que integren los flujos presentes y futuros de residuos, son fundamentales en la planeación de la gestión (Beigl *et al.*, 2008), aunado a la demanda de soluciones técnicas que satisfagan los propósitos sanitarios y ambientales vinculados a aspectos económicos y sociales (Magrinho *et al.*, 2006).

La valoración de externalidades generalmente ha sido objeto de estudio de la Economía Ambiental, sin embargo, algunas investigaciones han demostrado que su estimación requiere del enfoque de la Economía Ecológica. Por ejemplo, para calcular los posibles impactos ambientales y económicos de los residuos sobre la salud pública y la biodiversidad, se han elaborado modelos ecológico-económicos para sistemas regionales estratégicos de gestión de residuos (Shmelev y Powell, 2006) y se ha realizado el análisis input-output de residuos con el objeto de reflejar la realidad física de los sistemas económicos considerando las etapas del ciclo de vida de éstos, tal como lo plantearon Dietzenbacher (2005) y Yijian (2009), quienes fundaron su trabajo en las tablas input-output iniciadas por Kratterl y Kratena (1990). Dichas herramientas de análisis forman parte del marco de estudio de la Economía Ecológica.

La investigación de economía ecológica de Shmelev y Powell (2006) es relevante porque presenta factores de emisión de diferentes contaminantes y coeficientes de daño asociados al reciclaje de residuos, incineración y disposición final en suelo, lo que permite establecer una conexión entre las emisiones contaminantes y sus efectos en el entorno y los ecosistemas. Esta información es necesaria para valorar los impactos ambientales asociados a las alternativas de manejo de residuos, que aplicado a un análisis de ciclo de vida (ACV), permitiría atender el señalamiento de Morrissey y Browne (2004) en cuanto a que con el ACV no es posible predecir ni medir los efectos de los impactos ambientales.

Dijkgraaf *et al.*, (2004) en su investigación sobre costos los sociales de los métodos de disposición final estimó que el costo ambiental del uso de la tierra para un relleno sanitario de residuos es de 17.88 Euros/ton, con base a las siguientes consideraciones: los costos vinculados a las alternativas de gestión de los residuos en Holanda, país que se caracteriza por sus limitaciones territoriales, fueron comparados con los costos sociales de la incineración y la disposición final en rellenos sanitarios, basados en la recuperación de materiales y energía, y

también los costos ambientales de sus emisiones contaminantes al aire, agua y uso del suelo.

La estrategia seguida por Dijkgraaf (*op. cit.*) para desarrollar su investigación fue la estimación del costo privado de la infraestructura de disposición final en rellenos sanitarios e incineración, 36 y 79 Euros/ton de residuos respectivamente. Esto se calculó a través de estimaciones de costos para plantas de incineración recientemente construidas al considerar capitales de inversión, capacidad de expansión con una velocidad normal de retorno y tecnologías de abatimiento, mientras que para las estimaciones de rellenos sanitarios se utilizaron los datos de un estudio de ingeniería con la mejor tecnología disponible en ese momento. Posteriormente, se estimaron los costos ambientales de ambas opciones de gestión, a través de datos de impactos físicos ambientales disponibles para las emisiones del ciclo de vida completo de la incineración y disposición en rellenos sanitarios que incluyen 47 diferentes sustancias, que resultaron en 22.14 Euros/ton de residuos para un relleno sanitario y en 17.64 Euros/ton de residuos para la incineración.

Con los resultados obtenidos, por medio de una metodología desarrollada con criterios tanto de economía ecológica como ambiental se analizó la congruencia entre la estrategia operativa de la gestión de residuos en Holanda y su política pública en materia ambiental, y se concluyó que la incineración de residuos es una manera muy cara de reducir GEI, incluso, si se considera la recuperación de energía, al tener como marco de análisis a las emisiones generadas por el sector eléctrico. Mientras que la disposición final en suelo pareció ser la mejor alternativa de tratamiento de residuos, en un país que se caracteriza por tener algunos de los estándares ambientales más estrictos del mundo.

Dijkgraaf (*op. cit.*) demostró que para las estimaciones de costos sociales, algunos factores como la política ambiental y energética y las condiciones locales de cada país tienen influencia directa sobre los resultados, y por ende, en la toma de decisiones sobre la gestión de sus residuos.

Otra tendencia para la valoración de externalidades se basa en la estimación de las preferencias individuales, que integra al hombre como parte del ecosistema terrestre, ante una amplia variedad de bienes ambientales, desde mejoras en la calidad del agua de los ríos, la demanda de automóviles eléctricos, reducciones en el olor del diesel, hasta mejoras en la biodiversidad de bosques y tierras forestales en Inglaterra, (Caplan *et al.*, 2002).

Basado en el método de valoración de las preferencias, Caplan (*op. cit.*) desarrolló una investigación para determinar las preferencias de una comunidad en Utha, Estados Unidos, para optar de manera hipotética por diferentes alternativas para el manejo de sus Residuos Sólidos Urbanos, donde cada opción varía en cuanto al precio y otros atributos de elección. El marco de referencia de la comunidad de estudio era: un rápido incremento en el tamaño de su población, el reciente cierre de su sitio de disposición final e incrementos en los cobros por recolección de

residuos. Además se tomó en consideración el sexo, la edad y el nivel de ingresos de los participantes. Los resultados indican que aproximadamente el 17% de los individuos estaba de acuerdo con un programa de manejo de residuos verdes (integrados por los restos de jardinería), mientras que el 50% prefería un programa combinado de manejo de residuos verdes y materiales reciclables. Se determinó una disposición a pagar de 3.27 a 4.91 dólares/mes por la primera opción y de 6.44 a 9.66 dólares/mes por la segunda. Resulta relevante que en dicha metodología de valoración, basada en la disposición a pagar de los 350 encuestados, existen aspectos socioeconómicos de la comunidad económica que deben ser tomados en cuenta, por sus posibles repercusiones en los resultados.

Un estudio de economía similar al presentado por Caplan (*op. cit.*) fue realizado por Sasao (2004), para estimar los costos sociales de la ubicación de sitios de disposición final en Japón, al considerar la posibilidad de que dichos sitios puedan albergar residuos provenientes de otras comunidades o de que el sitio se ubique en áreas cercanas a fuentes de agua potable. La metodología de estudio se basó en la aplicación de 2,218 cuestionarios de selección de diferentes alternativas de rellenos sanitarios, con sus resultados se estimó la disposición marginal a pagar o a recibir una compensación, respecto a la distancia entre una vivienda y un relleno sanitario. Los resultados fueron los siguientes: 36.13 dólares por tres kilómetros y 78.39 dólares por un kilómetro de distancia, es decir que conforme menor era la distancia vivienda-relleno sanitario, más negativa era su valoración; También para evitar recibir los residuos provenientes de otra comunidad los resultados se ubican en 29.74 dólares y para evitar que el relleno sanitario se ubique cerca de un cuerpo de agua: 134.02 dólares. Sus resultados indican que los encargados de la gestión de los residuos sólidos deben orientarse a reducir los costos externos para ubicar los sitios de disposición final de residuos en lugares socialmente aceptables.

Sasao (*op. cit.*) menciona que desde una perspectiva de eficiencia social, la ubicación de plantas o sitios de disposición de residuos deben considerar tanto los costos privados (costos de la tierra y del desarrollo) como los costos externos.

Berglud (2006), realizó un análisis de costo-beneficio social de los costos económicos para los habitantes de una comunidad por separar y limpiar sus Residuos Sólidos Urbanos previo a la recolección en su domicilio, para valorar algunas de las externalidades negativas asociadas la separación y reciclaje de los residuos. Por ello diseñó y aplicó un cuestionario para conocer las percepciones de una comunidad respecto a su disposición de participar en la separación de sus residuos. Este trabajo permitió una mejor valoración de los costos impuestos a la sociedad (en tiempo: 49 minutos/semana-persona, y dinero: 25.28 dólares/año) para mejorar el ambiente o su disposición a pagar para no tener que participar en el esfuerzo de separar los residuos, y refleja en parte las preferencias individuales de los habitantes de la comunidad, como parte de un sistema económico-ecológico, que inciden sobre su entorno.

En mi opinión, las investigaciones basadas en preferencias individuales para valorar externalidades como las presentadas por Caplan, Sasao y Berglund, permiten valorar los costos económicos, ambientales y sociales de la toma de decisiones vinculadas a la gestión de los RSU, sin embargo, a pesar de estar consideradas en el campo de la Economía Ecológica, no están basadas directamente en su marco de estudio. La disponibilidad de datos e información podría una de las razones, para que las investigaciones y sus metodologías estén más orientadas a lo económico-ambiental y que representen al campo económico-ecológico de forma más bien indirecta.

Otra directriz de las investigaciones es la vinculada a la gestión de los residuos como estrategia para contribuir a la mitigación de emisiones de GEI a nivel global, realizada por Kronenberg (2009). Ésta se orientó a estimar los flujos de GEI en diferentes sectores y determinar si el cambio demográfico mundial podría tener un efecto sobre la generación de metano, debido al uso de la energía, la agricultura, el manejo de las aguas residuales y la gestión de los residuos. Los resultados de su trabajo demuestran que los cambios demográficos en Alemania no contribuirán a reducir el uso de la energía y las emisiones de GEI hasta antes del año 2030, aunque demuestran que sí se presenta una redistribución en el consumo de las diferentes fuentes de energía y concluye que los tomadores de decisiones deberían enfocar los esfuerzos de mitigación en el corto y mediano plazo sin considerar los cambios demográficos de la población.

2.2.1 Evaluaciones de ciclo de vida para estudiar la gestión de los residuos.

Inicialmente, las metodologías basadas en el estudio de ciclos de vida se desarrollaron para optimizar el funcionamiento de los procesos industriales, posteriormente, debido a su utilidad como herramientas de análisis su aplicación se ha ido ampliando a otros campos del conocimiento (Vigon, 1993). En el estudio de los sistemas de gestión de residuos sólidos, las evaluaciones e inventarios de ciclo de vida han sido las más utilizadas. Pires *et al.*, (2010) determinaron que tan solo en los países europeos hasta 2010, se tenían 72 publicaciones identificadas (de un total de 218), sin embargo, existen otros casos de aplicación en el resto del mundo.

Algunas alternativas de gestión valoradas por medio de su ciclo de vida se mencionan a continuación:

El inventario de ciclo de vida para el compostaje de residuos sólidos fue realizado por Komilis y Ham (2004), para tres tipos de instalaciones típicas de composteo, de las cuales una era de traspatio. El flujo de los Residuos Sólidos Urbanos se consideró integrado por tres componentes orgánicos: residuos de alimentos, residuos de traspatio y papel mezclado. Se consideraron los costos de capital, operación y mantenimiento de los tres tipos de instalaciones seleccionadas, los flujos de energía requerida y seis tipos de contaminantes atmosféricos asociados al diesel utilizado en los equipos para cada caso. Sus resultados indican que los costos totales varían entre 15-50 dólares/ton, los requerimientos de energía

fueron 29-167 KWh/ton y más del 90% de las emisiones CO₂ en las instalaciones se debieron a la descomposición biológica del sustrato orgánico, mientras que el resto se debió a los combustibles fósiles utilizados.

El reciclaje de residuos es un tema que también ha sido estudiado a través de una variante del análisis de ciclo de vida aplicado a los aparatos electrodomésticos. Nakamura y Kondo (2006), desarrollaron una nueva metodología de estimación de costos de ciclo de vida como complemento económico de un análisis de ciclo de vida convencional. Ésta es un híbrido entre el análisis de ciclo de vida y un modelo de entrada y salida de residuos (WIO) desarrollada previamente por los propios investigadores. La investigación se desarrolló para tres escenarios de fin de vida de los residuos: disposición en relleno sanitario, reciclaje intensivo y reciclaje basado en un diseño de des-ensamblaje.

Las categorías de costos considerados fueron: costos de materiales, transporte/logística, manufactura, uso, fin de vida y costos de transacción. También se integraron los correspondientes a la entrada de bienes, costos de tratamiento de residuos, entrada de residuos, ingresos por la venta de residuos y costos por la entrada de factores primarios. Los datos utilizados provinieron de las tablas de datos WIO previamente desarrolladas por Nakamura para 85 sectores industriales, cinco metodologías básicas de tratamiento de residuos y 49 tipos de Residuos Sólidos Urbanos e industriales.

Los resultados de Nakamura y Kondo (*op. cit.*) indican que los costos de ciclo de vida bajo un sistema de reciclaje intensivo de materiales son los más altos, mientras que la disposición final de los residuos en sitios controlados presenta los costos más bajos. Sin embargo, los costos de reciclaje pueden ser reducidos a través de un diseño orientado al posterior des-ensamblaje de los equipos. Con base a sus resultados concluyeron que la implementación de un impuesto al carbono podría reducir los costos del reciclaje frente a su disposición final.

El trabajo de Nakamura y Kondo está enfocado estrictamente a estimar los costos económicos de los procesos involucrados en cada uno de los escenarios de fin de vida de los residuos, y en mi opinión, por ésa razón sus resultados indican que el reciclaje intensivo es más costoso que darles disposición final en algún sitio. Sin embargo, se requeriría considerar los impactos en el entorno y en la sociedad a través del tiempo, para determinar los costos reales de las opciones propuestas y entonces discutir la necesidad de implementar un impuesto al carbono.

La gestión del cobre como recurso es otro ejemplo de aplicación del análisis de ciclo de vida. El estudio realizado por Rechberger y Graedel (2002) se basó en el cálculo de la variación de entropía estadística del material a través de su cadena de proceso, al utilizar la entropía como aproximación para mejorar el entendimiento de su metabolismo industrial. Los resultados de su investigación permitieron identificar que la gestión del cobre en la economía europea está más o menos balanceada debido al reciclaje de sus residuos y no al uso no-disipativo en productos y bienes.

Algunos ejemplos del análisis de ciclo de vida aplicado a la investigación de los impactos ambientales de diferentes alternativas de gestión de los residuos sólidos, se presentan a continuación:

Para la ciudad de Beijing China, *Zhao et al.*, (2011) investigaron los impactos ambientales de la gestión de los residuos sólidos desde su generación, recolección, transporte, tratamiento/tecnologías de disposición final, ahorros de energía y recuperación de materiales, por medio de EASEWASTE, un modelo de ciclo de vida. Los impactos considerados fueron: calentamiento global, acidificación, formación de ozono fotoquímico, enriquecimiento de nutrientes y pérdida de ozono estratosférico.

Se valoraron los escenarios de análisis de corto y largo plazo, debido a que el sistema predominante es la disposición de residuos sólidos en sitios controlados, cuyos impactos adversos por la generación de metano son significativos. A corto plazo, se planteó la sustitución de sitios de disposición final por incineradores con recuperación de energía, pero debido al bajo valor calorífico de los residuos mezclados se requiere de combustibles auxiliares como carbón. A largo plazo, la opción fue la separación de residuos orgánicos, lo que permite obtener un mayor valor calorífico en los residuos restantes para su posterior incineración y recuperación de energía.

La información que fue alimentada al modelo EASEWASTE se integró por lo siguiente: composición de los residuos en la ciudad de Beijing, emisiones del diesel consumido en las etapas de recolección y transporte de residuos/distancia recorrida, información de emisiones de los sitios de disposición final proporcionada por los operadores, información de las principales emisiones de los incineradores, valores de impactos ambientales de referencia y los datos de la planta de compostaje fueron los que estaban disponibles como estándares en el mismo modelo.

Entre los hallazgos de *Zhao (op. cit.)* destaca que la disposición de residuos en sitios controlados es la opción que presenta mayores impactos ambientales adversos, debido a los largos trayectos recorridos para transportar los residuos, la vida útil de las instalaciones es muy corta, la alta dificultad para ubicar nuevos sitios de disposición y las emisiones contaminantes que se generan. La alternativa de incinerar los residuos sólidos sin separación alguna (con poder calorífico estimado de 4560 KJ/Kg) tampoco representó mejoras significativas para el ambiente debido al uso de combustibles adicionales. Mientras que la separación de los residuos (con poder calorífico estimado de 6505 KJ/Kg) se determinó como la opción que generaba menores impactos adversos sobre el ambiente, debido a su potencial de recuperar energía y la posibilidad de reducir el uso de combustibles fósiles. Aunque el composteo de los residuos orgánicos genera impactos adversos vinculados a la generación de metano, amoníaco y óxidos de azufre, la composta utilizada como fertilizante podría reducir los impactos derivados de la contaminación y el consumo de recursos vinculados a la

producción de fertilizantes. De tal manera, que la separación de los residuos desde el origen resulta crucial. En mi opinión, esta investigación requeriría de la valoración económica de las alternativas planteadas.

El tratamiento biológico de los residuos orgánicos como alternativas de manejo de residuos también fueron objeto de valoración con EASEWASTE, para estimar flujos de residuos, emisiones ambientales al aire, agua, suelo y consumo de recursos de los sistemas de gestión de residuos (Boldrin *et al.*, 2011), para cuantificar sus efectos ambientales potenciales por medio del análisis de su ciclo de vida. Se compararon cuatro alternativas de tratamiento, dos basadas en compostaje, una en digestión anaerobia y una combinación de digestión anaerobia-compostaje, y variables de proceso por medio de diferentes modelos existentes, incluido EASEWASTE. La investigación permitió cuantificar los impactos de dicho tipo de tratamiento en sus diferentes modalidades, también fue posible determinar que el tipo y magnitud de los efectos dependía fuertemente del sistema y tecnología específicamente utilizado.

En mi opinión, los trabajos de investigación de Zhao y Boldrin (*op cit.*), son ejemplos de análisis basados en flujos de materiales y energía para los procesos que involucran la gestión de los residuos desde su generación (la cuna) hasta su tratamiento/disposición final (la tumba). Sus resultados permiten valorar los impactos de diferentes escenarios de gestión de residuos e identificar una jerarquía de estrategias ecológicamente más o menos óptimas. Para tener un panorama más completo, faltaría integrar los enfoques económicos y sociales correspondientes a cada una de las alternativas estudiadas.

Las estimaciones de la huella ecológica de al menos 2,630 productos y servicios de la economía occidental, se ha realizado a través de distintos modelos cuya base es el análisis del ciclo de vida. Los resultados de Huijbregts *et al.*, (2008) muestran que la utilidad de la huella ecológica como indicador de impacto ambiental está limitada a productos con ciclos de vida que indican alto consumo de minerales, metales de proceso específicos y emisiones de polvo. Las estimaciones de huella ecológica podrían ser usadas como indicador para mejorar la producción, importación y exportación de productos.

Para valorar los impactos causados por la generación de energía eléctrica por medio de combustibles fósiles, Yang *et al.*, (2009) propusieron un modelo que utilizaba el análisis del ciclo de vida y otro de optimización "Monte Carlo", para predecir el desempeño ambiental y las oportunidades de mejora de las plantas de generación en Taiwan, lo que les permitió identificar los parámetros de operación óptimos.

Pires *et al.*, (2010) mencionan que después de que los sistemas para la gestión de los residuos han sido creados e implementados, se requiere la evaluación de su desempeño y la identificación de sus posibles mejoras, particularmente como resultado de cambios en las regulaciones. Algunos de los modelos que pueden

apoyar a la toma de decisiones para alcanzar dichos objetivos son las herramientas de evaluación de sistemas, entre los que se encuentran:

- Sistemas de gestión de la información
- Desarrollo de escenarios
- Análisis de flujo de materiales
- Valoración de ciclo de vida
- Análisis de riesgo
- Valoración de impacto ambiental
- Valoración estratégica ambiental
- Valoración socioeconómica
- Valoración sustentable

Los resultados de estas herramientas son normalmente usados como elementos de entrada en modelos que reflejan consideraciones socioeconómicas de materiales y de cambio climático.

Pires (*op.cit.*) también plantea que en el futuro una evaluación de ciclo de vida debería ser diseñada con base en un análisis de flujo de materiales, debido a que la gestión de los residuos, se trata de un proceso y no de un producto, lo cual es cierto al considerar que las características de los residuos ya están dadas por su origen y mezcla de materiales. Se requiere desarrollar las técnicas de análisis de sistemas de gran escala que combinen herramientas de valoración de impacto ambiental, ciclo de vida y flujo de materiales que permitan valorar potenciales de impacto al calentamiento global, ahorro de energía y prácticas de conservación de recursos.

La problemática de la gestión de los residuos sólidos requiere de análisis multidimensionales e integrales, que busquen la unificación de los enfoques económicos, sociales y ambientales de las implicaciones para la sociedad por la generación, manejo y aprovechamiento de los residuos en su ciclo de vida completo, desde que son generados hasta que son desechados. Éste debería incluir a los componentes que intervienen en los mecanismos de generación de los residuos de una comunidad y a las concepciones sociales sobre la utilidad y valorización de los flujos de materiales y de energía, para la procuración de la conservación de los recursos y servicios ambientales.

Sin embargo, no se ha encontrado evidencia de líneas de investigación orientadas a considerar variables de energía y materia en conjunto para las diferentes alternativas de gestión de residuos en el marco de una misma metodología, que integre valoraciones económicas y ambientales a través de su ciclo de vida completo como residuos y no solo enfocado a las etapas de tratamiento y disposición final. Tampoco hay valoraciones de ciclo de vida que integren los costos económicos, ambientales y sociales para los Residuos Sólidos Urbanos.

Capítulo 3. Fundamentos teóricos para el estudio de los Residuos Sólidos Urbanos.

En este capítulo se presentan los aspectos generales y etapas que integran el análisis de ciclo de vida y las herramientas de análisis orientadas a estudiar el flujo de materiales y energía de los procesos involucrados en las alternativas de gestión de los RSU.

3.1 Ciclo de Vida como metodología para valorar impactos ambientales.

El análisis o valoración del ciclo de vida (VCV) es un método para calcular, de manera integral u holística, la carga o efectos ambientales asociados con una actividad, producto o servicio; desde la obtención de las materias primas para fabricar un producto *la cuna* hasta el punto en que todos los residuos son devueltos a la Tierra *la tumba*.

De acuerdo con los límites que se establezcan para el sistema de estudio, una VCV puede realizarse *de la cuna a la puerta* cuando las materias primas son extraídas, preparadas y transportadas al sitio donde serán transformadas en productos terminados; *de puerta a puerta* que inicia con la fabricación industrial del producto y su recorrido hasta la puerta del consumidor; *de la puerta a la tumba*, desde que el producto es adquirido por el consumidor, utilizado y finalmente desechado (Vigon *et al.*, 1993 y Vogtländer, 2010a) y *de la cuna a la cuna* que considera de manera teórica el reciclado perfecto de los materiales e inicia con la extracción de las materias primas, la fabricación del producto terminado, su utilización y desecho por el consumidor y su posterior reciclaje y reintegración a la economía.

La metodología de VCV se integra de ciertas etapas y directrices, sin embargo, no existe una manera única para conducirla. Por tal motivo, la transparencia de los supuestos y las condiciones de la frontera del sistema de estudio son fundamentales, porque en buena medida determinan la calidad del estudio (Vigon *et al.*, 1993).

La VCV se integra de diferentes componentes separados e interrelacionados entre sí, como se muestra en la figura 3.1, que se muestra a continuación:

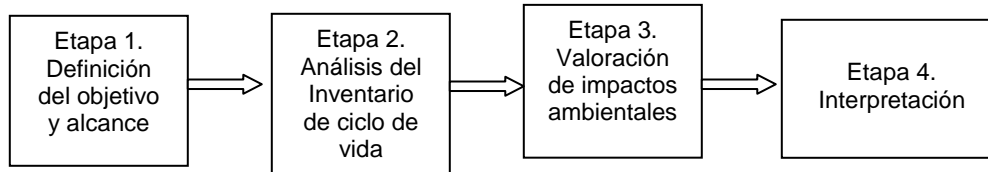


Fig 3.1. Etapas del análisis de ciclo de vida.

Fuente: Elaboración propia con datos de Vigon (1993).

Algunas de sus características más importantes se presentan a continuación (Vigon et al., 1993; Komilis y Ham, 2004; Vogtländer, 2010a; Hospido y Tyedmers, 2005):

Etapa 1. La definición del objetivo y alcance está orientada a establecer los límites de la unidad funcional de análisis para cuantificar y analizar impactos. Las fronteras del sistema determinan qué queda dentro o fuera del objeto de estudio y permitirá definir los aspectos ambientales y económicos que se tomarán en consideración.

Una regla común indica que algún aspecto debe quedar fuera del sistema cuando su efecto represente menos del 2% del total de la VCV y que al sumar todos los aspectos eliminados signifiquen menos del 5%. Excepto cuando se trate de materiales extremadamente tóxicos, que en todo caso deberán incluirse.

Etapa 2. El inventario de ciclo de vida (ICV), permite describir y cuantificar sistemáticamente el alcance de los impactos vinculados con los diferentes aspectos del proceso, basado en un método estandarizado y estructurado. Incluye a los materiales de entrada, requerimientos de energía y emisiones ambientales al aire, agua y suelo asociadas con el producto o proceso, a lo largo de todas sus etapas, como se describe en la fig. 3.2 para un inventario de ciclo de vida:

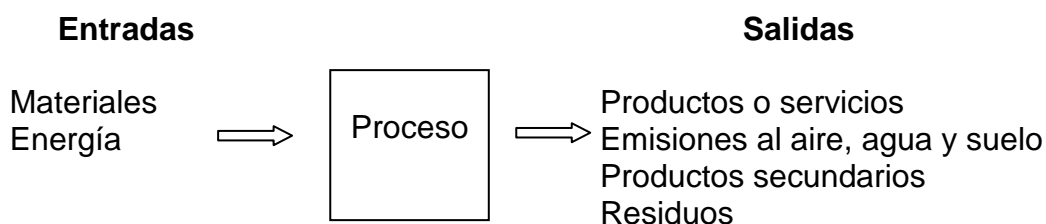


Fig 3.2. El inventario de ciclo de vida.

Fuente: Elaboración propia con datos de Vogtländer (2010a).

El inventario de ciclo de vida es la etapa fundamental para la posterior cuantificación de impactos. Por ello, los pasos metodológicos y consideraciones para realizar un Análisis de Flujo de Materiales y Energía de cualquier proceso

(AFMyE), proveen la base idónea y las directrices para desarrollar un inventario completo. Estas herramientas se describen más adelante en el presente capítulo.

Con la información de los procesos se genera una lista de aspectos del ciclo de vida completo. Para muchos procesos y materiales, los datos del inventario y los indicadores individuales están disponibles en bases de datos. Sin embargo, cuando la información de un proceso no está disponible, un inventario puede obtenerse de la siguiente manera:

- Usar un proceso similar al objeto de análisis, por ejemplo, si no se cuenta con datos suficientes para caracterizar la incineración de un tipo específico de madera, se podrían utilizar la información disponible para otros tipos de madera.
- Considerar solo la energía requerida cuando las emisiones esperadas no son muy grandes, comparadas con el total emitido.
- Considerar las emisiones más importantes o dañinas, adicionales a la energía requerida.

Etapas 3. Valoración de impactos, se orienta a la caracterización técnica cualitativa y cuantitativa del sistema y a la valoración de sus consecuencias ambientales y económicas en el entorno.

La lista de emisiones generada en la etapa de inventario, se reduce a unas cuantas categorías de indicadores o a un solo indicador y su cálculo se basa en un sistema parecido a una cadena de producción y consumo. Ésta debería incluir tanto impactos ecológicos como en la salud humana y de ser posible los vinculados al bienestar social.

El desarrollo de la valoración de ciclo de vida se basa en las siguientes consideraciones:

- Los impactos ambientales y los modelos para representar procesos y productos pueden representarse con diagramas de flujo o matrices de proceso (Hendrickson y Horvath, 1998).
- Se requiere de un diagrama de flujo para cada subsistema, donde se muestren los rendimientos de materia y energía.
- Los impactos ambientales deberán ser definidos en tres etapas: clasificación, caracterización y valoración (Hundal, 2000).

Etapas 4. La interpretación y análisis de mejora debe orientarse a examinar los resultados, obtener conclusiones, aclarar las limitaciones del estudio, proveer recomendaciones basadas en los hallazgos de las fases previas de la valoración y presentar los resultados de manera transparente, completa y consistente como lo describe Curran (1996) basado en la serie de normas ISO. También considera el desarrollo de propuestas y la evaluación de las oportunidades de reducción de las cargas ambientales.

3.1.1 Tipos de valoración de ciclo de vida

Si bien las etapas principales antes descritas permiten llevar a cabo una VCV, existen dos formas de realizarla (Vogtländer, 2010a):

Valoración clásica o formal, basada en las normas ISO (14040 y 14044), donde el enfoque metodológico está orientado al inventario de ciclo de vida y a la valoración de ciclo de vida. Ésta se utiliza para determinar las cargas ambientales de procesos complejos, tales como, la refinación del petróleo, industria metalúrgica, producción de productos químicos y plantas de generación de energía, que deben ser analizados por medio de balances de materia y energía para determinar los contaminantes ambientales y los recursos naturales requeridos.

Valoración rápida (VR), cuyo enfoque metodológico está más orientado a la análisis de alternativas y menos al inventario y valoración de ciclo de vida. Los cálculos de ésta tienen exactamente la misma precisión, rigurosidad y formalidad que una VCV clásica, porque considera el mismo inventario de ciclo de vida y métodos para calcular indicadores individuales, tales como eco-costos, huella de carbono, eco-indicadores y escases ecológica, sólo que la secuencia de cálculo es diferente.

La VR se aplica cuando los productos o procesos ya están diseñados y todo tipo de materiales y procesos productivos están combinados. Para su análisis, se construyen tablas de balance de los materiales y procesos más comunes de la “cuna a la puerta”, “de la puerta a la puerta” y de la “puerta a la tumba”. Los impactos no requieren de clasificación, caracterización ni normalización (como en los pasos de una valoración clásica), y se tiene como ventaja la identificación inmediata de los materiales y procesos que causan mayor carga ambiental.

De acuerdo con Vogtländer (2010a), el procedimiento de una VR se basa en los siguientes pasos generales:

1. Establecer el alcance y objetivo del análisis.
2. Determinar el sistema, límites y unidad funcional:
 - Descripción y función del proceso, producto o servicio,
 - Determinación de la línea de tiempo de los componentes del sistema,
 - Escenarios de transporte.
3. Cuantificar materiales y usos de energía u otros insumos del sistema:
 - Recolectar los datos y determinar su precisión y relevancia.
 - Identificar las entradas y salidas del sistema productivo (emisiones, y requerimientos de materiales y energía), como corresponde a un balance de materia y energía.
 - Elegir un solo indicador de acuerdo con el objetivo del estudio (eco-costos, huella de carbono, escasez, daño).

- Buscar los factores de eco-carga correspondiente a los materiales, procesos productivos, energía y transporte, disponibles en bases de datos como Ecocost 2007, Idemat 2010, o Ecoinvent. Estos factores se basan en los costos en términos monetarios, de prevenir los daños vinculados a las emisiones de la industria europea, por lo que la utilización de sus datos para hacer estimaciones de otras regiones del mundo requiere de hacer ciertas consideraciones de ajuste. Cuando los factores no están disponibles, se pueden emplear las siguientes posibilidades:
 - Verificar si la contribución del material o proceso tiene una contribución significativa al impacto ambiental, en caso de no ser así, se elimina.
 - Estimar el valor del indicador por medio de un software ambiental especializado como *Simapro* o *Gabi*.
 - Sustituir el proceso desconocido por uno conocido con las mismas características.
 - Considerar la energía del proceso, estimar su eco-carga y sumar el eco-costo de las emisiones extremadamente tóxicas (en caso de que las haya).
- 4. Integración de la hoja de cálculo:
 - Multiplicar las entradas y salidas por los factores de eco-cargas de todos los componentes de su sistema, como si se tratara de un cálculo de costos económicos.
 - Construir las tablas de datos con los resultados para analizar los.
- 5. Interpretación de resultados y conclusiones.

Cualquiera que sea la modalidad que se aplique, la VCV ha resultado muy útil como herramienta de análisis para el desarrollo de políticas públicas, la caracterización y optimización de procesos de manufactura o productos individuales, selección de materiales y evaluación y análisis de productos (Vigon *et al.*, 1993; Komilis y Ham, 2004). Particularmente, en el diseño de nuevos productos o la evaluación de los ya existentes ha sido ampliamente utilizada porque permite identificar y estimar diferentes tipos de requerimientos: técnicos, ergonómicos, económicos, legales, ambientales o culturales (Hundal, 2000).

También se ha aplicado en la búsqueda de opciones para prevenir la contaminación y para diseñar tecnologías verdes, a través de una revisión cuidadosa de los consumos de energía, recursos y descargas ambientales asociadas a los procesos (Hendrickson y Horvath, 1998; Vogtländer, 2010a). Incluso, se ha utilizado para estudiar el manejo integral de los residuos sólidos, donde el establecimiento de una línea base de información en la totalidad del sistema resulta clave (Vigon *et al.*, 1993).

De acuerdo con el INE (2007), la VCV aplicada al estudio de los residuos comienza cuando un material se convierte en residuo y termina cuando deja de serlo, y se convierte en un producto útil, por ejemplo, energía aprovechable o en

un material inerte en el relleno sanitario. De manera general, el análisis del INE se basa en las siguientes consideraciones:

- Las “entradas” o insumos del sistema de manejo de residuos son los residuos sólidos, la energía y otras materias primas necesarias para su procesamiento.
- Las “salidas” o productos del sistema pueden ser los materiales biodegradados provenientes de un sistema de composteo, u otros materiales con potencial de ser incinerados, reutilizados o reciclados. También se incluyen las emisiones al aire o agua, y los materiales inertes que se disponen en los rellenos sanitarios.
- Los cálculos cuantitativos de las “entradas” y “salidas” de cada opción de gestión de residuos, requieren de datos específicos para cada tipo de tratamiento. La falta de datos confiables puede ser una limitante. Los resultados de las estimaciones para cada alternativa de gestión se pueden expresar en términos de: consumo neto de energía, emisiones al aire y agua, volumen de materiales dispuestos en rellenos sanitarios, materiales recuperados, cantidad de composta, tasa de recuperación de materiales y tasa de desviación de materiales que estaban destinados a ser depositados en rellenos sanitarios.
- La evaluación de la eficiencia de los procesos, en términos de requerimientos de materiales y energía por tonelada de residuos tratados, es fundamental para que el ICV sea útil.

El ICV permite determinar “la combinación óptima de las opciones (compostaje, incineración, rellenos sanitarios, etc.) que minimice el consumo de energía y materias primas; la generación de emisiones al agua y aire; y la cantidad de materiales inertes que se disponen en los rellenos sanitarios”. También posibilita contar con una lista de consumos de energía, emisiones al aire, agua y suelo, que hará posible predecir por medio de balances de materia y energía las cantidades de productos útiles que se generan de los residuos, tales como composta, materiales secundarios y energía útil (INE, 2007). Ello podría apoyar la determinación del mejor sistema para cualquier región, que dependerá de las necesidades y prioridades locales, tales como los límites de emisiones contaminantes al agua o aire.

Uno de los beneficios más importantes del ICV aplicado a la gestión de los residuos es la identificación de las actividades o procesos que contribuyen mayormente a los impactos ambientales del sistema de estudio. Ello permite orientar las acciones hacia la etapa de gestión ambientalmente más relevante, dirigir acciones hacia los generadores o impulsar cambios en la regulación ambiental, según convenga (Hospido y Tyedmers, 2005).

3.2 Análisis de Flujo de Materiales.

En una valoración de ciclo de vida, el Análisis de Flujo de Materiales (AFM) permite caracterizar o estimar el inventario de requerimientos de materiales y emisiones ambientales al aire, agua y suelo, relacionadas con todas las etapas del producto o proceso, a través de balances de materia.

El AFM es una valoración sistemática de los flujos y existencias de materiales de un sistema en un espacio y tiempo definidos, que relaciona el origen, vías y salidas intermedias y finales de los materiales, que pueden tener o no un valor económico en el mercado, y cuyo impacto puede ser positivo (automóviles fabricados, combustibles o materias primas obtenidas) o negativo (residuos sólidos o lodos provenientes de una planta de aguas residuales). Como resultado se genera un conjunto de datos e información completa y consistente para todo el sistema (Brunner y Rechberger, 2004).

Los objetivos generales del AFM son:

- Delinear un sistema de estudio asociado a la existencia y flujo de materiales, en términos uniformes y bien definidos.
- Reducir la complejidad de un sistema tanto como sea posible para favorecer su análisis y la posterior toma de decisiones.
- Evaluar flujos y existencias de materiales, en términos cuantitativos, por medio del principio de balances.
- Presentar los resultados de la existencia y flujo de materiales de un sistema de manera transparente, entendible y reproducible.
- Contar con resultados que sirvan de base para la gestión de los recursos, mejorar el ambiente y reducir los residuos.

Un AFM consiste de los pasos principales que se muestran en la figura 3.3 que se presentan a continuación (Brunner y Rechberger, 2004):

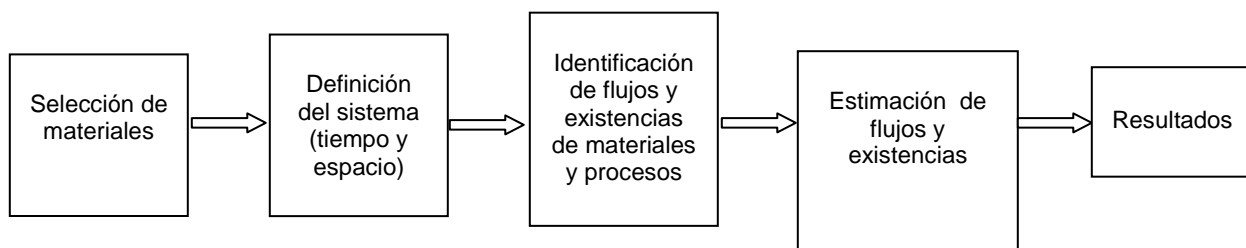


Fig. 3.3. Etapas del análisis de flujo de materiales.

Fuente: Elaboración propia con datos de Brunner y Rechberger (2004).

Sus etapas se describen a continuación:

1. **Selección de los materiales** que son relevantes para el sistema de acuerdo al propósito del AFM, y en caso necesario, para cumplir con los estándares establecidos en la legislación correspondiente. En la presente investigación serán aquellos que sean importantes en términos ambientales.
2. **Definición del sistema en el tiempo y el espacio.** Éste debe ser elegido tan pequeño y consistente como sea posible, pero debe incluir de manera suficiente todos los procesos y flujos de materiales.
3. **Identificación de los flujos, existencias de materiales y procesos relevantes.** La información debe ser obtenida de la literatura y otras fuentes específicas, tales como: reportes internacionales, nacionales y datos técnicos del sector o empresa estudiada.
4. **Determinación de los flujos y existencia de materiales;** pueden ser obtenidos de bases de datos o ser medidos directa o indirectamente. Las fuentes de información pueden ser regionales, nacionales o internacionales y provenir de estadísticas oficiales, asociaciones industriales, sociedades profesionales u organizaciones de consumidores, entre otros. Se basa en el balance de materia en cada proceso del sistema entero.
5. **Presentación de los resultados relevantes del estudio,** debe ser condensada y comprensible.

El AFM se ha utilizado para estudiar múltiples y diversos campos: el metabolismo del cuerpo humano; el desarrollo de las ciudades con soluciones sustentables vinculadas a la búsqueda de bienestar; la valoración del impacto ambiental en regiones a diferentes escalas, como cuencas de ríos y lagos, el territorio de un país entero o a nivel mundial; el diseño de nuevas tecnologías basadas en sistemas industriales más eficientes. También se ha aplicado como herramienta de gestión ambiental y de residuos, e incluso como parte de una valoración de ciclo de vida (VCV) (Brunner y Rechberger, 2004).

En el campo de la gestión de los residuos, el AFM ha demostrado ser una herramienta importante porque permite determinar la composición de los residuos. También ha demostrado ser útil para investigar la gestión de sustancias en instalaciones de reciclaje y tratamiento y puede contribuir al diseño de mejores productos, para ser más fácilmente reciclados o tratados, una vez que resultan obsoletos y se convierten en residuos.

Las directrices metodológicas del AFM, permiten realizar una valoración sistemática de los flujos de materiales y es útil para estimar los flujos de energía de un producto o proceso, a través de su respectivo balance de energía.

3.3 Análisis de Flujo de Energía.

En esta sección se describen las consideraciones que deben hacerse para realizar el Análisis de Flujo de Energía (AFE) basado en el balance de energía de un proceso industrial, como los que involucran las alternativas de tratamiento de los residuos.

Todos los procesos físicos convierten la energía y materiales de baja entropía en residuos de alta entropía, contribuyendo con la tendencia natural de un sistema hacia una mayor entropía (Daly, 2005).

En la economía, la producción y consumo de bienes y servicios están regulados por las leyes de la termodinámica, que imponen ciertos límites al crecimiento económico a través de la naturaleza como proveedora de los recursos naturales y receptora de sus residuos. Los procesos productivos y las mejoras tecnológicas, fundamentados en balances de materia y energía, permiten estimar el nivel de entropía de un sistema cuyo aumento refleja la irreversibilidad del mismo; este aumento está vinculado al uso y aprovechamiento de los recursos (Krysiak, 2006; McMahon *et al.*, 1997).

Los procesos productivos son sistemas abiertos, al igual que los seres vivos. Se generan productos terminados con una mayor organización interna que las materias primas originales, a costa de producir una degradación entrópica en el entorno, limitada a su vez por la capacidad de la biosfera. Sin embargo, la generación directa de entropía asociada a estos procesos representa solo una ínfima parte de su generación total, a través del impacto que la contaminación provoca en los mecanismos de autoregulación de la biosfera (Marqués, 2012).

En la gestión y procesamiento de los RSU, independientemente de la estrategia que se siga, se requiere de energía y como resultado se generan residuos con un nivel de entropía mayor a la de los combustibles o fuentes de energía utilizados.

La entropía es una propiedad extensiva y de acuerdo con la segunda ley de la termodinámica, la generación de entropía global de cualquier sistema industrial, como los involucrados en el manejo de los residuos, corresponde a la suma de la generación de entropía en cada proceso y subproceso (Cengel *et al.*, 2003). Entonces en un sistema, el cambio de entropía ΔS durante un proceso es igual a la transferencia neta de entropía a través de su frontera y la entropía generada dentro del mismo sistema.

Marqués (2012) describe que en un sistema no aislado, los flujos de materia y energía con el entorno, conllevan también a flujos de entropía, representados por la siguiente ecuación (1):

$$\Delta S_g = \Delta S + \Phi \Delta t \geq 0$$

donde Δt es el intervalo de tiempo entre un instante inicial t_1 y un instante final t_2 , ΔS_g es la entropía total generada en el sistema durante ese intervalo, ΔS es el incremento de entropía contenida en el sistema y Φ es el flujo de entropía por unidad de tiempo hacia el exterior del sistema, que será positivo si el sistema suministra entropía al exterior y negativo si el sistema recibe entropía del exterior.

Los procesos involucrados en la gestión de los residuos pueden aproximarse a sistemas estacionarios, o por lo menos cíclicos, por lo que las condiciones al interior son constantes en el tiempo y ΔS puede aproximarse a cero. De tal manera, que la generación de entropía correspondiente al proceso se reduce a los flujos de materia y energía, como se describe a continuación (Marqués, 2012; Cengel *et al.*, 2003):

- Flujos de energía directamente transformables en trabajo útil, tales como energía eléctrica o mecánica. El flujo de entropía asociado a estos flujos de energía se considera nulo.
- Flujos de calor, el flujo de entropía asociado está dado por $\Phi = -\Delta Q/T\Delta t$, donde ΔQ es el calor absorbido por el proceso y T es la temperatura.
- Flujos de entropía asociados al flujo de materiales, incluye a los combustibles que se utilicen durante el proceso, materias primas, residuos y subproductos, además del producto industrial generado. El flujo de entropía puede expresarse como $\Phi = s\Delta m/\Delta t$, donde Δm es la cantidad de masa que fluye hacia el exterior del proceso en el intervalo de tiempo Δt y s la entropía por unidad de masa del material a la temperatura y presión considerada de referencia.

Derivado de las consideraciones anteriores, la generación de entropía de un proceso, en un intervalo Δt puede representarse de la siguiente manera (Marqués, 2012 y Cengel *et al.*, 2003), ecuación (2):

$$\frac{\Delta S_g}{\Delta t} = \sum_j \frac{\Delta Q^{sal}}{\Delta t} \frac{1}{T_a} - \sum_i \frac{\Delta Q^{ent}}{\Delta t} \frac{1}{T_a} + \sum_j s_j^{sal} \frac{\Delta m_j^{sal}}{\Delta t} - \sum_i s_i^{ent} \frac{\Delta m_j^{ent}}{\Delta t} \geq 0$$

donde ΔQ^{ent} y ΔQ^{sal} corresponden a las entradas y salidas de calor; Δm_j^{sal} y Δm_j^{ent} son los flujos de materia; T_a es la temperatura ambiente y $\Delta S_g/\Delta t$ es la entropía generada por el proceso generada en el intervalo Δt .

La generación de entropía de la ecuación anterior (2) puede simplificarse de la siguiente manera, ecuación (3):

$$\frac{\Delta S_g}{\Delta t} = \left(\frac{\Delta S_g}{\Delta t} \right)_Q + \left(\frac{\Delta S_g}{\Delta t} \right)_m > \text{ó igual a } 0$$

Cabe mencionar, que en un sistema de gestión de residuos donde la energía se obtiene mediante la quema de combustibles fósiles, la entropía que se genera por la disipación de calor es el factor dominante en la ecuación (3) con un porcentaje cercano al 80%, comparado con la entropía generada por el flujo de materiales. Por lo que es común desprestigiar los términos relativos a la generación de entropía por degradación de la materia (Marqués, 2012).

Por medio de la generación de entropía ΔS_g , se puede calcular la irreversibilidad del proceso para describir la degradación de la materia y la energía como consecuencia de los procesos involucrados, ecuación (4):

$$I = T_a \Delta S_g$$

Donde T_a es la temperatura ambiente.

Una mayor generación de entropía, como resultado de los procesos involucrados en la gestión de residuos, resulta en una mayor irreversibilidad; esto es, los procesos son energéticamente ineficientes. La irreversibilidad es equivalente a la exergía destruida, considerada como el potencial desperdiciado de trabajo o la oportunidad perdida para realizar trabajo (Cengel *et al.*, 2003). La irreversibilidad I también se puede estimar a partir de exergías de entrada, E^{ent} , y salida, E^{sal} , del proceso (Marqués, 2012), ecuación (5):

$$I = E^{ent} - E^{sal} \geq 0$$

La exergía representa el máximo trabajo útil que puede obtenerse cuando un sistema cambia de un estado inicial a uno final. Como aplicación práctica de la ley de la entropía, la exergía se puede utilizar para vincular los procesos económicos con los cambios en la calidad del ambiente.

Un proceso se acerca más a la idealidad, conforme sus irreversibilidades se reducen y su exergía es mayor. Su rendimiento de exergía puede estimarse como el cociente de la exergía de entrada entre la exergía de salida y su estimación permite comparar entre diferentes tecnologías para alcanzar un fin determinado, como las vinculadas a la gestión de los residuos. El *rendimiento* (RE_u) puede expresarse en términos de flujos de exergía en unidades de energía o trabajo, joules/tiempo, o en términos de energía útil disponible (E_u) en unidades de joules.

De la misma forma, puede obtenerse el rendimiento de energía útil de un proceso (Marqués, 2012; Cengel *et al.*, 2003), ecuación (6):

$$RE_u = E_u \text{ entrada} / E_u \text{ salida}$$

En el análisis de las alternativas para el manejo de los RSU que son objeto de la presente investigación, se integran tanto transformaciones de energía como de materia. Por tal razón, la energía útil disponible para realizar un trabajo se considera como el indicador más adecuado para analizar el desempeño de las opciones de gestión de residuos, en términos de sus transformaciones de materia y energía.

El balance de materia y energía de cada proceso, debe considerar tanto las entradas de materia y energía, como las salidas de emisiones resultantes y energía útil disponible. Por ello, el balance de materia y energía para cada etapa o alternativa de gestión de residuos puede representarse con la siguiente ecuación (7):

$$\sum (X_i \text{ Entrada} * P_{c,Xi}) = \sum (X_j \text{ Salida} * P_{c,Xi})$$

donde, $X_{i,j}$ corresponde a las cantidades de los materiales de entrada (i) ó salida (j) del proceso en unidades de Litros (l) ó Kilogramos (Kg), P_c es el poder calorífico del insumo de entrada o emisión de salida en unidades de Kcal/litro, Kcal/Kilogramo. El resultado del balance se puede expresar en unidades de energía: calorías, joules o Btu.

3.4 Valoración de impactos.

El valor económico asociado a un bien ambiental, ya sea un servicio o un recurso natural, es una expresión monetaria de los beneficios que dicho recurso genera para la sociedad, en términos de bienestar. Éste puede estar vinculado tanto al uso directo o indirecto del recurso como a motivos éticos y morales. El valor económico total de un recurso natural se integra de su valor de uso y de no uso.

Freeman (2003) define el valor de uso como el valor económico asociado con el uso *in situ* de un recurso natural y lo clasifica en valor de uso directo, indirecto, de opción y de no uso:

- Valor de uso directo, se refiere al valor por el uso de un recurso en un lugar específico, que puede ser consuntivo (la extracción de leña, la caza y la pesca) o no consuntivo (la visita a un sitio recreativo o con valor estético).
- Valor de uso indirecto, cuando las personas a pesar de no tener contacto directo con el recurso en su estado natural se benefician de él, por ejemplo,

las funciones ecológicas asociadas a la regulación de clima, los ciclos biogeoquímicos y la recepción de residuos por la naturaleza.

- Valor de opción, se refiere al valor de uso potencial de un recurso, que corresponde a la disposición de los individuos a pagar hoy por usar el recurso en el futuro.
- Valor de no uso, también llamado intrínseco, se refiere al valor dado por la sola existencia del recurso en los ambientes naturales y de sus atributos independientemente de la apreciación de las personas. Se estima a través de la revelación de las preferencias de los seres humanos e incluye el valor de legado y el valor de existencia.

Para su estimación, Freeman (2003) distingue entre los métodos de preferencias reveladas, tales como, costos de inversión, productividad-daño evitado y precios hedónicos; y los métodos de preferencias declaradas, que incluyen la valoración, la ordenación y el comportamiento contingente.

Sin embargo, cuando se trata de obtener valores monetarios para un amplio rango de impactos ambientales, la falta de información es frecuente y hay gran incertidumbre acerca de los precios y valoraciones. La regla básica de la valoración de externalidades indica que se deben considerar todos los costos, tanto los que tienen un valor en el mercado como los que están fuera de él. En la economía se han desarrollado diferentes conceptos de valoración monetaria tales como (Eshet *et al.*, 2006):

- Asignación de valores aproximados a las externalidades, basados en el juicio de expertos e investigación.
- Métodos directos e indirectos basados en la teoría del bienestar económico: *maximizar el bienestar individual y social a través de la asignación óptima de los recursos* y el valor que los individuos dan a sus preferencias sobre bienes ambientales que no tienen precio en el mercado.

La valoración de externalidades es un proceso complicado y costoso, por lo que en ausencia de valores monetarios empíricos para un sitio estudiado, es una práctica usual entre los investigadores utilizar las valoraciones existentes en otras investigaciones para generar nuevos datos, a través de su ajuste por medio de técnicas econométricas (Eshet *et al.*, 2006).

Estimación de costos por impactos en la salud.

Los costos de muerte y enfermedad vinculados a los diferentes contaminantes, para su estimación se han dividido en dos categorías (WSDE, 2009):

- Costos directos, son tangibles como los que se realizan por hospitalización, exámenes y servicios médicos y medicinas.
- Costos indirectos, son menos tangibles y pueden incluir desde pérdidas de días de trabajo por enfermedad o cuidado de hijos enfermos, pérdidas en

productividad y educación hasta dolor, sufrimiento y muerte, no solo se consideran costos individuales, sino también para la sociedad en su conjunto.

Con base en los costos directos e indirectos se hace posible estimar los costos económicos asociados a la enfermedad, muerte u otras pérdidas intangibles derivadas de la emisión de algún contaminante. Para ello utilizan diversas herramientas como monitoreo y modelación de los contaminantes en la atmósfera, estudios epidemiológicos que describen la relación entre los niveles de concentración de una sustancia y sus efectos en la salud de la población a través de funciones de dosis respuesta como morbilidad y mortalidad, así como información de los impactos económicos derivados de la atención a la salud de la población afectada u otras pérdidas económicas (INE, 2006b). Si bien los resultados de dichos estudios son específicos para las comunidades, regiones y economías donde son realizados, es común utilizar y adaptar los datos para realizar estimaciones en otros sitios del mundo.

Los efectos adversos sobre la salud humana de los principales contaminantes que están asociados al manejo y tratamiento de los RSU, según el inventario de contaminantes del presente trabajo de investigación, se describen brevemente a continuación:

Partículas son el contaminante en el aire que se considera más dañino para la salud, mientras que el ozono y otras sustancias tienen menores efectos adversos, por tal razón, los mayores beneficios económicos por el control de la contaminación en general están asociados con reducciones en partículas finas (PM_{2.5}) (INE, 2006b; McCubbin y Delucchi, 2011).

Incluso, de los contaminantes criterio definidos por la EPA por sus efectos dañinos a la salud humana, se considera que tanto las emisiones de PM_{2.5} consideradas un contaminante primario, como las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x), dióxido de azufre (SO₂) e hidrocarburos (HC), que redundan en la generación de partículas como contaminantes secundario, generan cambios en la concentración final de PM_{2.5} en la atmósfera. Estas variaciones anuales están relacionadas directamente con cambios en la mortalidad y morbilidad de la población, particularmente en zonas urbanas donde se conjugan altos niveles de contaminación con una mayor densidad poblacional (UNEP, 2007; McCubbin y Delucchi, 2011).

De acuerdo con los datos de monitoreo y las estimaciones de contaminantes antropogénicos asociados a los diferentes sectores, la mayor emisión de partículas proviene de vehículos automotores y maquinarias, especialmente de los que utilizan diesel como combustible. Por ello, la generalidad de las investigaciones sobre los impactos a la salud derivados de la contaminación en zonas urbanas, tales como enfermedades cardio-respiratorias, bronquitis, asma, neumonía, daños pulmonares, entre otros y la valoración de sus costos por atención y daños, se han realizado para este sector.

Ozono (O_3), contaminante de origen antropogénico es fotoquímicamente producido en la troposfera por oxidación del metano, compuestos orgánicos volátiles diferentes al metano, monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno. El O_3 junto con la presencia de partículas finas ($PM_{2.5}$) en la atmósfera, están asociados con mortalidad humana por causas cardiovasculares y respiratorias. Se estima que solo el O_3 está relacionado con 0.7 (+/- 0.3) millones de muertes por causas respiratorias anualmente, equivalentes a 6.3 (+/- 3.0) millones de años de vida perdidos.

Mientras que las partículas se asocian con 3.5 (+/- 0.9) millones de muertes por causas cardiopulmonares y 220,000 (+/- 80,000) muertes por cáncer de pulmón, equivalentes a 30 (+/- 7.6) millones de años de vida perdidos anualmente. Dicha mortalidad podría ser reducida a nivel global en 33% con límites de concentraciones umbral de 33.3 ppb de O_3 y $5.8 \mu g/m^3$ para $PM_{2.5}$. Ambos contaminantes se relacionan principalmente con áreas industrializadas, sin embargo observaciones en áreas remotas también indican un incremento en sus concentraciones, debido a la capacidad del O_3 para ser transportado largas distancias junto con sus precursores. A nivel global, estos contaminantes están asociados con 800,000 muertes prematuras anuales (Anenberg *et al.*, 2009 y 2010).

Bióxido de carbono (CO_2), se considera como contaminante cuando proviene de la combustión de fuentes fósiles, puede incidir en una mayor formación de ozono troposférico debido a su efecto sobre la temperatura del vapor de agua presente en la atmósfera y también favorece la presencia de partículas. Se estima que tan solo en Estados Unidos podría estar vinculado a cerca de 1,000 (350-1800) casos anuales de cáncer, dichos datos extrapolados a la población mundial indican que podría estar asociado a un total de 21,600 (7,400-39,000) muertes anuales (Jacobson, 2008).

Metano (CH_4), como contaminante resulta atractivo como opción para reducir los niveles de ozono, debido su papel como formador de dicho contaminante. Sus fuentes de emisión son muy diversas e incluyen: los humedales, la ganadería, el cultivo del arroz, los rellenos sanitarios, el tratamiento de aguas residuales, la quema de biomasa y los océanos, entre otros.

De acuerdo con Fiore *et al.*, (2008), la concentración de ozono troposférico responde linealmente a cambios en las emisiones antropogénicas de metano en un rango de 0 a 430 Tg de $CH_4 a^{-1}$ (0.11-0.16 Tg de ozono troposférico o casi 11-15 ppt a nivel global se reduce por Tg de $CH_4 a^{-1}$ eliminado). Sin embargo, el papel del metano en la formación de ozono depende fuertemente de otro contaminante, los óxidos de nitrógeno (NO_x), cuya distribución atmosférica global todavía presenta algunas interrogantes que deben ser estudiadas. Se estima que la reducción global de 20% en las emisiones de metano a partir del 2010, podría redundar en una reducción diaria máxima promedio de ozono para 8 horas de 1.0

ppb en la atmosfera y se podrían prevenir 30,000 muertes prematuras en 2030 y alrededor de 370,000 entre 2010 y 2030 (West *et al.*, 2006).

En México, los resultados del monitoreo ambiental disponibles a partir del 2000, indican que en algunas de las ciudades más importantes de México y en particular en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), los contaminantes criterio con mayor número de días en que se exceden los niveles máximos permisibles establecidos en la normatividad ambiental corresponden a partículas menores a PM_{10} y el ozono, mientras que el resto de los contaminantes usualmente se encuentran dentro de los estándares establecidos.

En 2011 en la ZMVM, el límite establecido en la norma para partículas que es $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por año, fue excedido en un total 57 días para PM_{10} y 9 para $PM_{2.5}$, mientras que el promedio de días de exceso de los últimos 10 años fue de 52.4 y 13.2 respectivamente. En relación al ozono, el límite establecido en la normatividad nacional es de 110 ppb por 1 hora, mismo que fue excedido en 154 días durante 2011, mientras que el promedio de días de exceso de los últimos 10 años es de 231 (SEMARNAT, 2012). Se estima que reducir la exposición a ozono en 3% equivale a una reducción en la concentración de $4.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la atmosfera y para el caso de partículas PM_{10} obtener 1% de reducción, equivalente a 82 ton/año, puede reducir la concentración en $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (McKinley *et al.*, 2005).

Cabe mencionar que, dichos estándares o límites máximos permisibles establecidos en la normatividad son determinados por grupos de expertos, que con base en evidencia científica, determinan las concentraciones máximas de contaminantes que deben observarse en el ambiente para evitar y reducir daños en la salud de la población.

De acuerdo con Molina y Molina (2006) si bien los niveles de ozono se exceden frecuentemente en la Ciudad de México, su efecto en la mortalidad de la población no es tan importante como la presencia de partículas, sin embargo, el ozono tiene un efecto significativo en la función respiratoria y en consecuencia en el incremento de admisiones hospitalarias debido a condiciones respiratorias como el asma. Estudios realizados alrededor del mundo, incluida la Ciudad de México, muestran una correlación entre el número de muertes y las fluctuaciones diarias en los niveles de contaminación del aire. Se estima que por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento en los niveles de PM_{10} , se espera un incremento de 1% en la mortalidad diaria, principalmente por problemas cardiovasculares en ancianos y que una reducción de 10% en las concentraciones de PM_{10} podrían reducir el número de muertes prematuras en la ZMVM en 1,000 casos por año.

Con base en lo antes expuesto, las estimaciones de costos de los efectos sobre la salud asociadas a las emisiones contaminantes debidas al manejo y tratamiento de los RSU del presente trabajo de investigación, se centran en las emisiones de partículas como contaminante.

Capítulo 4. Metodología de evaluación.

En este capítulo se define la metodología para desarrollar la presente investigación. Ésta se basa en la valoración de ciclo de vida de las alternativas de gestión de los RSU a través de la caracterización de los procesos involucrados y su posterior análisis.

Cabe recordar que este trabajo está orientado a abordar la problemática del manejo de los RSM, al considerar la unificación de los enfoques ambiental y económico y social, vinculado a la salud de la población, desde que son generados hasta que son desechados, para ello es necesario contar con criterios de evaluación y análisis de las alternativas de manejo e identificar potenciales de mejora energética, en el marco de la Economía Ecológica (Ayres, 1999; Ruth, 1999), donde la sociedad y la economía están interrelacionadas entre sí y forman parte del ambiente (origen de todos los recursos naturales) necesario para su funcionamiento; como se representa en la figura 4.1 siguiente:

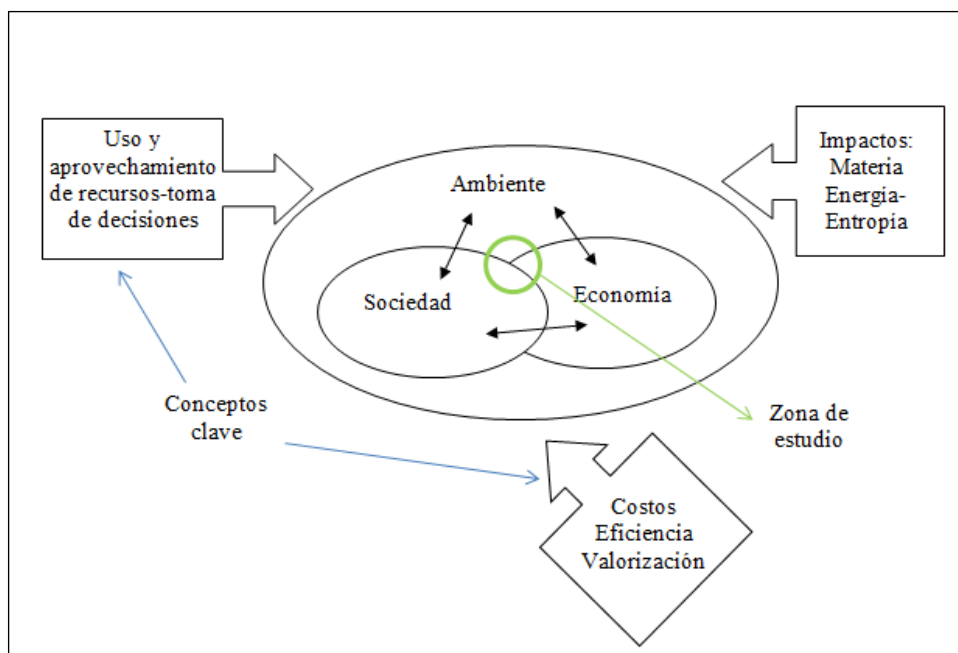


Fig 4.1. Abordaje conceptual del planteamiento metodológico del proyecto.

4.1 Planteamiento metodológico de la investigación.

Basada en los capítulos y secciones previas, en esta sección se define una metodología general de análisis para estudiar las siguientes alternativas de manejo para los RSU:

- Disposición en rellenos sanitarios
- Incineración
- Compostaje
- Tratamiento mecánico- biológico

Las herramientas de economía ecológica que proveen el marco de estudio para las alternativas de gestión son la valoración de ciclo de vida y el análisis de flujo de materiales y energía. Éstas fueron seleccionadas porque permiten integrar las variables ecológicas (materia y energía) más relevantes del proceso, para posteriormente, estimar los costos ambientales, económicos y sociales correspondientes.

La propuesta metodológica se integra de dos fases principales:

1. Valoración ambiental
 - Estimación de emisiones por medio de sus análisis del ciclo de vida (ACV) y flujo de materiales y energía (AFM y AFE).
 - Balance de materia y energía.
 - Estimación de costos de los impactos ambientales en términos monetarios.
2. Valoración económica y social de los impactos
 - Determinación de variables económicas y sociales (impactos en salud).
 - Estimación de costos económicos y sociales por cada alternativa de gestión.

El análisis de las alternativas de gestión de los residuos considera las etapas posteriores a su generación, de acuerdo a lo descrito por Vigon *et al.*, (1993) y Vogtländer (2010a); esto es: recolección, tratamiento y disposición final, como se muestra en la figura 4.2 que se presenta a continuación:

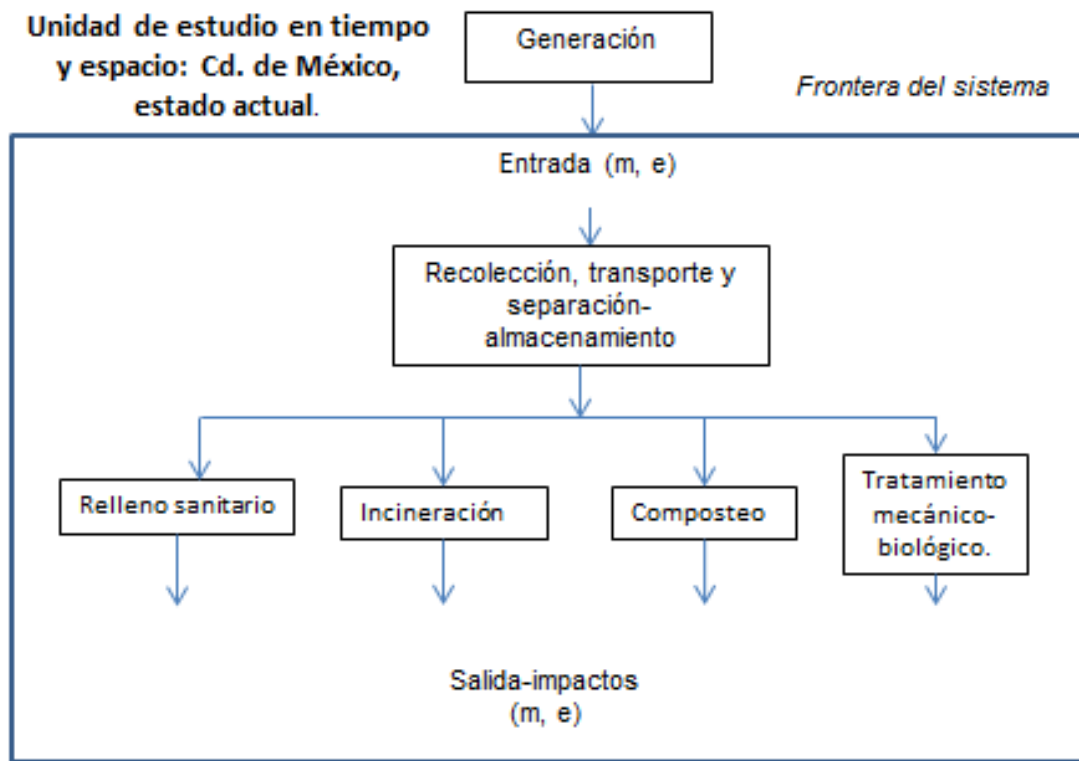


Fig 4.2. Delimitación del sistema de estudio de la metodología de Valoración de Ciclo de Vida.

4.2 Secuencia metodológica.

El análisis de ciclo de vida (ACV) es un método generalmente aceptado para comparar dos o más productos o servicios alternativos, sin embargo, el requisito previo es que la unidad funcional sea la misma. Para la presente investigación ésta se ha definido como la Ciudad de México, Distrito Federal (D.F) y la valoración de impactos en cada etapa de manejo de residuos desde que son recolectados hasta que son tratados y finalmente dispuestos.

Los pasos que integran la secuencia metodológica de la presente investigación se describen en la siguiente figura 4.3:

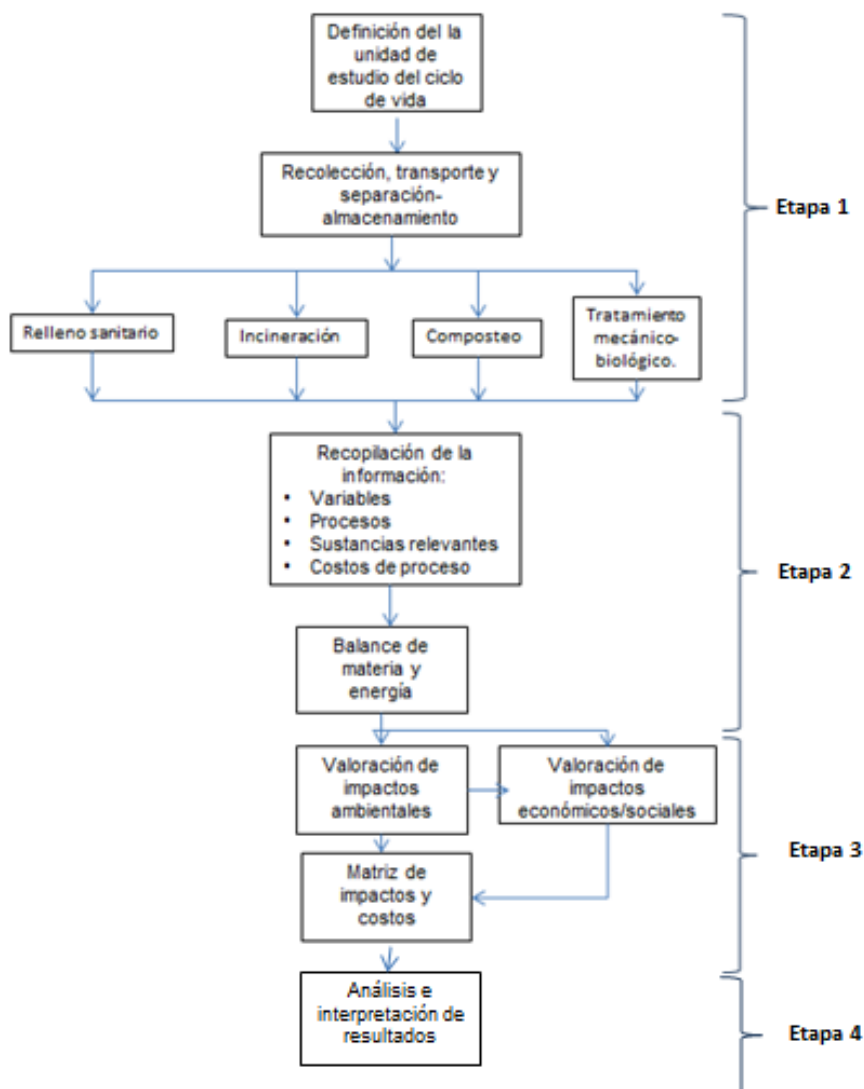


Fig. 4.3. Metodología propuesta para analizar alternativas de gestión de residuos.

Como ya se detalló en el capítulo anterior, las etapas del análisis de ciclo de vida de esta investigación con cuatro. La información que las integra se presenta a continuación:

Etapa 1. VCV. Definición de la unidad de estudio

Ésta incluye los datos generales para el Distrito Federal al 2009 (GODF, 2009) que forman parte de la delimitación del sistema de estudio.

- Generación total diaria de RSU: 12,439 toneladas. Hasta finales del 2011, estos residuos eran dispuestos en el relleno sanitario de Bordo Poniente, actualmente éstos son dispuestos en otros sitios cercanos al D.F., ubicados en el Edo. de México.
- Generación estimada de RSU *per capita* 1.43 kg/hab/día
- Composición de los RSU:
 - 55.58% fracción orgánica
 - 20.30% subproductos con potencial de reciclamiento, tales como plásticos PET (polietilen-tereftalato), papel, cartón, vidrio y metales
 - 24.12% materiales con escaso valor en el mercado.
- Recolección total: 10,760 ton/día, equivalente al 86.5% de lo generado.
- Servicio de recolección: 1,766 rutas con 2,260 vehículos que cubren en su recorrido a 1,525 colonias.

Etapa 2.VCV. El inventario de ciclo de vida.

Esta etapa incluye:

2.1 Recopilación de la información.

Caracteriza a los procesos involucrados, los aspectos ambientales, económicos y sociales de todas las etapas de manejo de los RSU: recolección, separación, almacenamiento, tratamiento y disposición final de los residuos, se establecen con base en la identificación de entradas y salidas de cada opción y la estimación de costos.

2.2 Identificación de variables ambientales.

Éstas se determinan con base en la información disponible para cada etapa de proceso/alternativa de tratamiento. A continuación se muestran las variables identificadas, en la tabla 4.1:

Tabla 4.1. Matriz de identificación de variables ambientales

	Recolección- transporte	Separación- almacenamiento*	Alternativas de tratamiento/disposición final			
			Relleño Sanitario	Incineración	Compostaje	TMB
Insumos- entradas						
Diesel	x	x	x	x		x
Gas natural o LP				x		
Energía eléctrica					x	x
Impactos- salidas						
Emisiones GEI						
CO ₂			x	x	x	x
CH ₄			x		x	x
Otras emisiones						
CO	x	x	x	x x	x	x
H ₂ S			x			
NOx	x	x	x	x x		x
SO ₂	x	x	x	x x		x
Hidrocarburos	x	x	x	x		x
Partículas	x		x	x x		x
Metales				x		
Dioxinas y furanos				x		
Formación de lixiviados			x		x	x
Hidrocarburos			x	x		
Cenizas				x		
Generación de energía útil			x	x		x
Generación de ruido	x	x	x			x
Generación de olores	x	x	x	x		x
Generación y/o proliferación de vectores			x	x	x	x
Contaminación de agua			x		x	x

*Nota: Separación- almacenamiento en la estación de transferencia previo al tratamiento/disposición final.

TMB: Tratamiento mecánico-biológico.

x Variables vinculadas a la operación del proceso

X Variables vinculadas directamente al tratamiento y disposición de residuos los residuos.

Fuentes: Basado en Jiménez (2013); Smith *et al.*, (2001); Camacho (2003); Eshet *et al.*, (2006); e INE (1999).

La representación gráfica de los procesos involucrados se realiza a través de un diagrama de bloques como lo describe el INE (1999), donde cada bloque representa un proceso, un equipo o un conjunto de ambos, como se muestra a continuación en la figura 4.4:

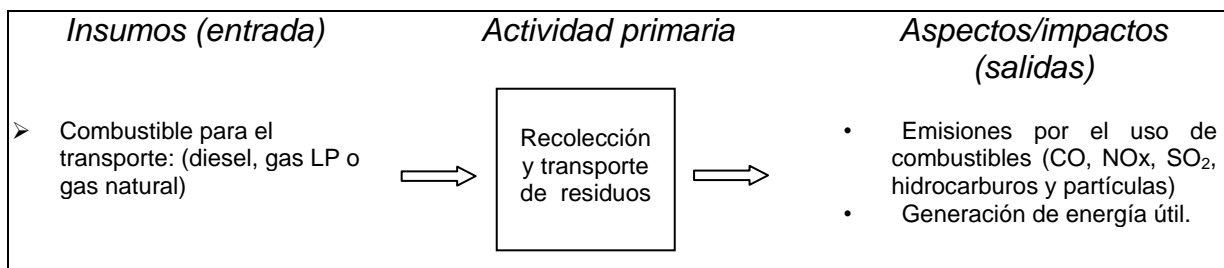


Fig. 4.4. Aspectos e impactos ambientales derivados de las operaciones normales de recolección y transporte de residuos.

Fuente: Elaboración propia con datos de INE (1999).

Las variables correspondientes a las cuatro alternativas de tratamiento/disposición final propuestas para este estudio, se presentan a continuación por medio de sus diagramas de bloques en las figuras 4.5-4.8:

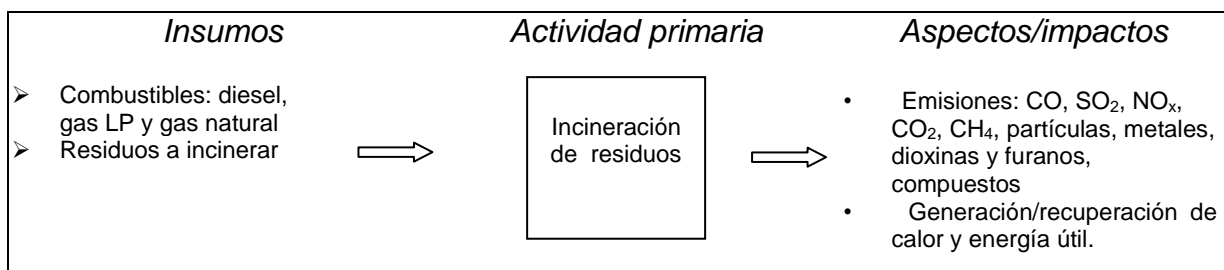


Fig. 4.5. Aspectos e impactos ambientales de la incineración de residuos

Fuente: Elaboración propia con datos de INE (1999), Smith et al., (2001) y Camacho (2003).

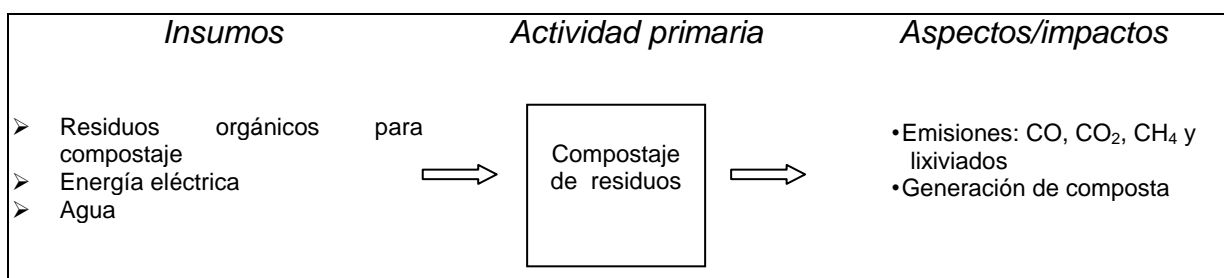


Fig. 4.6. Aspectos e impactos ambientales del compostaje de residuos

Fuente: Elaboración propia con datos Smith et al., (2001), Jiménez (2013) y Camacho (2003).

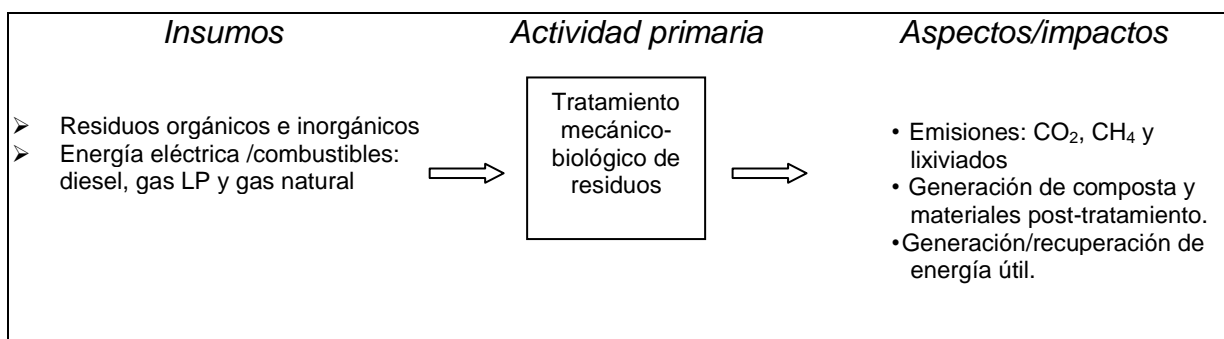


Fig. 4.7. Aspectos e impactos ambientales del tratamiento mecánico-biológico de residuos

Fuente: Elaboración propia con datos de Smith et al., (2001) y Jiménez (2013)

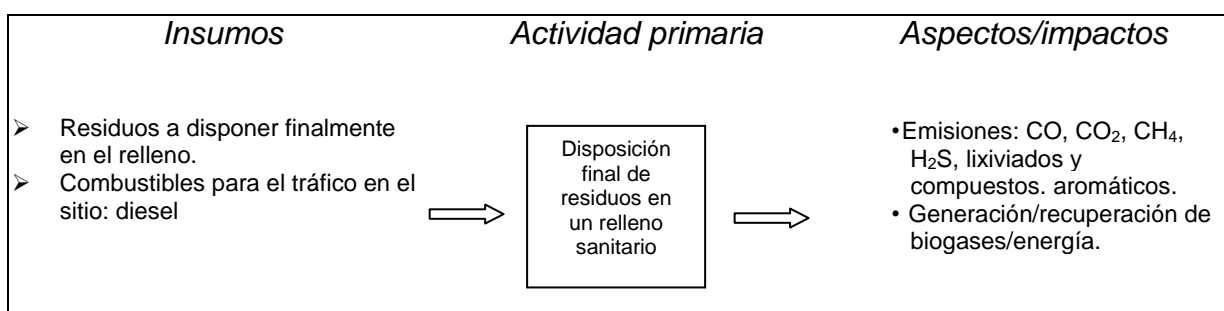


Fig. 4.8. Aspectos e impactos ambientales de la disposición final de residuos en un relleno sanitario.

Fuente: Elaboración propia con datos de INE (1999), Jiménez (2013) y Camacho (2003).

2.3 Balances de materia y energía.

Una vez identificadas las variables ecológicas relevantes de los procesos (materia y energía), se cuantifican las *entradas al sistema* tales como consumos de materiales y energía; y las *salidas* como la generación de emisiones (al agua, aire y suelo) y energía útil disponible, conforme a los pasos establecidos para el Análisis de Flujo de Materiales y Energía. Esto permite estimar las cantidades de productos útiles que se podrían obtener de los residuos, tales como composta u otros materiales secundarios, y su potencial para generar energía.

Por ejemplo, si para transportar los residuos en la Ciudad de México se utiliza un camión de carga pesada, que tiene un requerimiento de combustible de 24 litros de diesel/100km y una capacidad de carga de 7.8 ton. De las tablas de datos AP-42 de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) que contienen una compilación de los factores de emisión de contaminantes al aire, se pueden obtener las cantidades de emisiones resultantes para cada tipo de motor u otras fuentes de emisión. El tipo de camión mencionado es equivalente a la categoría de *heavy duty diesel powered vehicles* (H-261), y para tal caso, se ha determinado que las emisiones serán de CO, NO_x, SO₂, hidrocarburos y partículas.

Entonces, se pueden estimar las emisiones y requerimientos de energía por kilómetro recorrido para transportar los residuos. Si se considera que requieren 0.24 Litros de diesel/Km recorrido, a través de los factores de emisión promedio disponible en las tablas de AP-42 (EPA, 2011), se pueden conocer las emisiones totales (E_t), por medio del balance de materia correspondiente: **masa que entra-masa que sale = cambio de masa del sistema**, y se pueden cuantificar las emisiones por tipo de contaminante como se muestra en la figura 4.9:

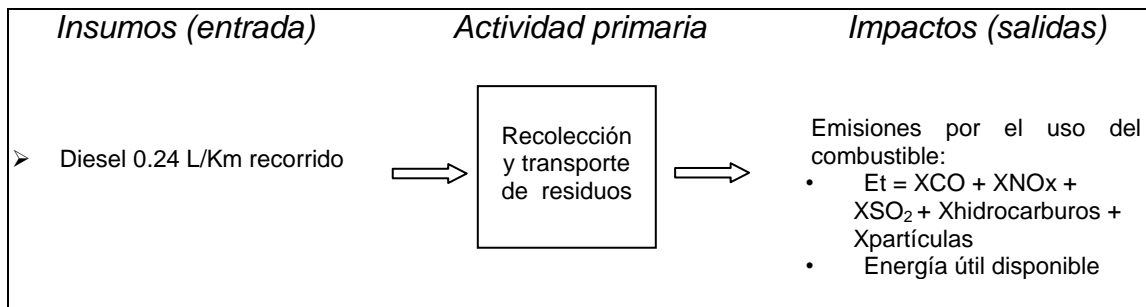


Fig. 4.9. Diagrama del balance de materia y energía para la recolección y transporte de residuos.

Basado en el análisis de flujo de materiales y energía para cada etapa de gestión de residuos, se puede estimar la energía útil (E_u) requerida como insumo de entrada según el combustible utilizado (diesel o gas) y la asociada a las emisiones contaminantes generadas. El balance de materia y energía queda de la siguiente manera:

$$E_u \text{ entrada} = E_u \text{ salida}$$

En términos de insumos de entrada y salida, como ya se describió en el capítulo 3, el balance de materia y energía para cualquier etapa o alternativa de gestión de residuos se representa de la siguiente manera:

$$\sum (X_i \text{ Entrada} * P_{c,Xi}) = \sum (X_j \text{ Salida} * P_{c,Xi})$$

Para la etapa de recolección y transporte de residuos, la ecuación del balance quedaría como se presenta a continuación:

$$E_u \text{ entrada} = \text{Litros de Diesel /Km} * (P_C \text{ diesel}) = E_u \text{ salida} = (X_{CO} * P_{c,CO}) + (X_{NOx} * P_{c,NOx}) + (X_{SO_2} * P_{c,SO_2}) + (X_{hidrocarburos} * P_{c,H}) + (X_{particulas} * P_{c,p})$$

Cabe mencionar, que en el caso de la recolección y transporte de residuos se conoce que las emisiones de materia y energía resultarán en una E_u de salida prácticamente nula. Sin embargo, el objetivo de su estimación permitirá comparar los requerimientos de materiales y energía por Km recorrido, de acuerdo con las distancias mínimas específicas que deben guardarse entre las diferentes alternativas para la manejar de los residuos y un núcleo de población, según se ha establecido en la legislación correspondiente.

En el caso de las alternativas de tratamiento y disposición final, incineración, composteo, TMB y relleno sanitario, las E_u de salida tendrán valores que permitirán estimar el rendimiento de energía útil, $RE_u = E_u \text{ entrada}/E_u \text{ salida}$, de manera particular para cada opción. Ello hará posible su análisis energética y de materiales.

2.4 Identificación de variables económicas y sociales.

Para la identificación de las variables se toman en consideración tanto los aspectos económicos directamente vinculados a las etapas y alternativas que integran la gestión de los residuos, así como las externalidades vinculadas a los impactos en salud correspondientes. El punto de partida para ello, son los aspectos ambientales previamente identificados durante la etapa del inventario de ciclo de vida y la información disponible sobre los impactos económicos y sociales.

A continuación en la tabla 4.2 se muestran las variables económicas y sociales del sistema de estudio:

Tabla 4.2. Identificación de variables económicas y sociales para las etapas de recolección-transporte y separación-almacenamiento de residuos.

Etapa de gestión de residuos	Variables económicas y sociales	
	Variables económicas	Variables sociales
Recolección y transporte	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Costos totales de la recolección y transporte de residuos, \$/ton. ➤ Costo del combustible total requerido hasta la Estación de Transferencia, \$/ton. de residuos*día ➤ Costos de mantenimiento de los camiones para transportar residuos, \$/ año. ➤ Distancia promedio recorrida hasta la Estación de Transferencia, Km 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Número de empleados para la recolección y transporte de residuos en el D.F. ➤ Horas-hombre requeridas para la recolección y transporte de residuos, horas/ ton. de residuos. ➤ Costo de la hora hombre, \$/hora ➤ Impactos a la salud/ ton de emisiones debidas al uso de combustibles (CO, NO_x, SO₂,

Separación y almacenamiento	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Costos totales de la separación y almacenamiento de residuos, \$/ton. ➤ Costos de operación de la Estación de Transferencia, \$/año. ➤ Costos de mantenimiento de la Estación de Transferencia, \$/año ➤ Distancia máxima recorrida desde la Estación de Transferencia/tipo de alternativa, Km. 	hidrocarburos y partículas). <ul style="list-style-type: none"> ➤ Número de empleados para la separación y almacenamiento de residuos en la Estación de Transferencia en el D.F. ➤ Horas-hombre requeridas para la separación y almacenamiento de los residuos, horas/ ton. de residuos. ➤ Costo de la hora-hombre, \$/hora
------------------------------------	--	--

Fuente: Basado en GODF (2009), OCDE (2008) y Smith *et al.*,(2001).

Algunas de las externalidades vinculadas a la mera existencia de la infraestructura para el manejo de los residuos son las relacionadas con las incomodidades que afectan al bienestar de la comunidad circundante, por vivir cerca de alguna planta de tratamiento de residuos, que pueden ser en mayor o menor grado las siguientes: olores, polvo, pérdida de visibilidad, ruido, mayor tránsito vehicular, y la consecuente pérdida de valor de sus propiedades por ser cercanas al sitio. Por ejemplo, un relleno sanitario se asocia con la presencia de aves que se alimentan de residuos, parásitos y moscas, mientras que un incinerador con la pérdida de visibilidad debido a sus emisiones contaminantes (Eshet *et al.*, 2006).

Para estimar aquellas variables sociales cuya valoración cuantitativa es compleja, existen algunas metodologías de valoración para las externalidades que por su naturaleza, reflejan las condiciones y características particulares de las comunidades de estudio. Posteriormente, la problemática se centra en adaptar los valores existentes para ser aplicados en otros sitios que se desean estudiar. Algunos ejemplos de las metodologías para adaptar los valores son la transferencia de beneficios y el meta-análisis.

A continuación en la tabla 4.3 se presentan las variables económicas y sociales vinculadas a las alternativas de tratamiento y disposición final de los residuos, algunas de las cuales no cuentan con unidades de medición, por tratarse de variables sociales no directamente cuantificables:

Tabla 4.3. Matriz de Identificación de variables económicas y sociales por alternativa de tratamiento/disposición final de residuos.

Variables	Variable de tipo económica	Variable de tipo social	Alternativas de tratamiento/disposición final			
			Relleno Sanitario	Incineración	Compostaje	TMB
➤ Costos totales de tratamiento o disposición final de residuos, \$/ton.	X		X	X	X	X
➤ Costos de operación de la alternativa \$/ año	X		X	X	X	X
➤ Costos de mantenimiento, \$/ año	X		X	X	X	X
➤ Número de empleados promedio /ton de residuos		X	X	X	X	X
➤ Horas-hombre requeridas para el tratamiento o disposición final, horas/ ton. de residuos	X		X	X	X	X
➤ Costos de impactos a la salud por las emisiones de cada alternativa (CO ₂ , CO, CH ₄ , H ₂ S, NO _x , SO ₂), \$/ton		X	X	X	X	X
➤ Costos por el tratamiento de lixiviados, \$/ m ³ de lixiviados	X		X		X	X
➤ Oportunidad aprovechar los lixiviados generados en el mismo tratamiento	X				X	X
➤ Costo de la disposición de cenizas, \$/ton	X			X		
➤ Beneficios económicos por la generación de energía \$/Watt.	X		X	X		X
➤ Pérdida de valor en propiedades cercanas a la infraestructura de tratamiento/disposición final de residuos, \$/Km	X		X	X		X
➤ Costos por las afectaciones estéticas en el paisaje del sitio		X	X	X	X	X

➤ Incremento de tránsito vehicular en el área circundante a la infraestructura de tratamiento/disposición final de residuos		X	X	X	X	X
➤ Requerimientos de suelo para la infraestructura m ² /ton de residuos	X		X	X	X	X
➤ Recuperación de materiales reciclables, ton materiales/ton de residuos	X					X
➤ Generación de residuos post-tratamiento para disposición final, ton de residuos post/ton residuos tratados	X			X		
➤ Se requiere separación previa de los residuos		X			X	X
➤ Tiempo de tratamiento de residuos, hr/ton de residuos	X		X	X	X	X
➤ Costo de la infraestructura, \$/ton de capacidad	X		X	X	X	X
➤ Tiempo de vida de la Infraestructura, años	X		X	X	X	X
➤ Costo de post-monitoreo, \$/año	X		X			
➤ Reducción de volumen de los residuos post-tratamiento	X			X	X	X
➤ Beneficios económico de los residuos post-tratamiento, \$/ton de residuos	X			X	X	X

Fuente: Basado en GODF (2009); OCDE (2008); Smith *et al.*,(2001); Jiménez (2012); Camacho (2003) y Eshet *et al.*, (2006).

Cabe mencionar que algunas variables pueden corresponder tanto al tipo económico como al social, sin embargo, en la tabla anterior fueron colocadas en la categoría con la que se considera tienen una mayor afinidad.

2.5. Información de referencia de las etapas y alternativas de gestión para el inventario de ciclo de vida.

Como parte del desarrollo metodológico, es importante plantear cuáles serán los datos y fuentes de información que se tomarán como referencia para realizar las estimaciones en el capítulo correspondiente. Éstas se presentan de manera detallada en el anexo 5 relativo a la procedencia de los datos e información base para los cálculos, de acuerdo a las etapas y alternativas que son objeto de este trabajo de investigación.

Etapa 3. VCV. Valoración de impactos y estimación de costos

3.1. Impactos ambientales.

El análisis de ciclo de vida, busca estudiar diferentes opciones para tratar RSU como está planteado en la presente investigación, para ello se requiere de definir indicadores o puntos de análisis. El modelo de eco-costos de la Universidad de Delf (2013) plantea tres posibles indicadores a elegir, de los cuales debe seleccionarse uno solo:

- Daños ambientales, basado en un sistema de asignación de unidades o puntos.
- Calentamiento global por su huella de carbono, en unidades de Kg de CO₂e.
- Prevención de daños, costos monetarios asociados a las medidas técnicas empleadas para evitarlos.

De los anteriores, el indicador de prevención de daños es el que se consideró más completo para evaluar el desempeño ambiental de los procesos analizados en la presente investigación, y que permitiría estimar la carga ambiental del tratamiento de los RSU en términos monetarios. Los aspectos que éste integra son tres: costos de la reducción de la contaminación debida a las emisiones ambientales generadas, los costos de la energía y el transporte, y los correspondientes al agotamiento de los recursos naturales (combustibles fósiles, metales y madera) en consonancia con la capacidad de carga del planeta.

Sin embargo, las tablas para estimar los eco-costos asociados a los impactos ambientales que presenta la Universidad de Delf *op cit.*, están basadas en los costos de prevención de daños en sectores y procesos específicos de países europeos.

Basado en la indicación de Vogtländer (2010b) sobre la posibilidad de estimar los eco-costos para cualquier país si se cuenta con las curvas de costos de mitigación específicos e información de sus sectores prioritarios, es posible realizar estimaciones para México. Cabe mencionar, que los costos de mitigación son distintos a los costos de prevención de emisiones, sin embargo para efectos de estimaciones Vogtländer (*op cit.*) los considera como equivalentes.

Por ejemplo, durante el manejo de los RSU las etapas de recolección y transporte de residuos, las estimaciones monetarias asociadas a las variables de materia y energía se pueden obtener por medio de eco-costos, que se utilizan en la valoración de ciclo de vida para evaluar el desempeño ambiental de los diferentes materiales, procesos productivos, energía, transporte y métodos de fin de vida. Éstos permiten expresar la carga ambiental de un producto o proceso en términos monetarios, basado en sus costos de prevención: reducción de la contaminación ambiental al aire, agua y suelo, incluyendo emisiones tóxicas; costos de la energía y el transporte; y por el agotamiento de los materiales (combustibles fósiles, metales y madera).

Si se realiza la estimación global de un camión y su contenedor que pesan 28 toneladas, que puede transportar materiales o residuos con una relación peso/volumen mínima de 0.41 ton/m^3 , genera un eco-costo de 0.0309 Euros/ por tonelada-Kilómetro. Al contar con información sobre los kilómetros recorridos por camión y el peso promedio transportado, se puede estimar el costo ecológico asociado al transporte. Además existen valores de eco-costos reportados para diferentes emisiones contaminantes.

En relación a los eco-costos de la energía, el método de cálculo se basa en la suposición de que los combustibles fósiles tienen que ser reemplazados por fuentes de energía sostenibles. En cuanto al diesel y la gasolina: los costos ecológicos de energía = eco-costos del agotamiento de los materiales + eco-costos de las emisiones, donde:

- Eco-costos del agotamiento de los materiales = 0,70 €/Kg.
- Eco-costos de las emisiones = 0,56 €/Kg; 0,13 €/Kg para la refinería, transporte, etc; 0,43 €/Kg para la combustión de CO_2 .
- Eco-costos de la energía = 1,26 € / Kg

Entonces se podrían estimar los eco-costos de la energía, vinculada al consumo de combustible, de los camiones para transportar de los RSU en la Ciudad de México y también los eco-costos vinculados a cada alternativa de manejo de residuos estudiada, aunque basado en valores económicos válidos en Europa. Ello haría posible comparar ambos valores entre sí, a través de generar o aprovechar información válida para México.

Para México, se estimó una curva de costos de mitigación de gases de efecto invernadero (GEI), y se determinó que el costo promedio de abatimiento al año 2030 es de US\$2/ tCO_2e , Centro Mario Molina (2008). Con esta información se pueden valorar los costos económicos vinculados a la generación de GEI de todas las etapas de gestión de RSU al año 2013 en la presente investigación, de manera equivalente a los eco-costos de Vogtländer (*op cit*).

Para ello, se requiere transformar las emisiones de gases GEI resultantes de los balances de materia y energía de cada alternativa de gestión estudiada, en

toneladas (ton) de CO₂e, por medio de sus potenciales de calentamiento global según el IPCC (1996).

Por ejemplo, la incineración de residuos genera emisiones de: CO, SO₂, NO_x, CO₂, CO, CH₄, de los cuales solo CO₂ y CH₄ son GEI. Entonces se estiman las emisiones de cada tipo de GEI en ton de CO₂e y después se estima su costo de mitigación correspondiente. Con base a la tabla 4.4, posteriormente se realiza el cálculo mencionado:

Tabla 4.4. Potencial de calentamiento de GEI asociados a la incineración de residuos.

GEI	Potencial de calentamiento global (CO ₂ e)
Bióxido de carbono, CO ₂	1
Metano, CH ₄	21
Óxido nitroso, N ₂ O	310

Fuente: IPCC 1996, citado por www.semarnat.gob.mx/temas/.../gasesprotocolokioto

Costo de mitigación de GEI por incineración de residuos (C_{m, in}) =

$$[(X_{CO_2} * 1) + (X_{CH_4} * 21)] = [X_{GEI} (\text{ton de CO}_2\text{e}) * \text{US\$2/ tCO}_2\text{e}]$$

Donde X, es la cantidad de emisiones estimadas para cada tipo de GEI y C_{m, in} es el costo de mitigación de GEI por incineración de residuos en dólares.

Los costos de mitigación de emisiones son una variable de análisis muy importante entre las alternativas de gestión de residuos, de acuerdo con los objetivos planteados para la presente investigación.

3.2. Valoración de impactos económicos y sociales.

La valoración de los impactos económicos-sociales de las diferentes opciones de gestión de residuos, se orienta a la búsqueda y estimación de costos de las variables, que en su caso, se seleccionen como relevantes de las tablas identificación de variables que se desarrolló previamente, cuyos rubros generales son:

- Requerimientos de infraestructura y operación, y sus costos.
- Requerimientos de energía.
- Tratamiento/disposición de residuos generados por las alternativas (emisiones gaseosas, lixiviados, cenizas).
- Impactos sobre la salud humana de las emisiones contaminantes

Para la estimación de costos de dichas variables, hay que considerar que éstas se dividirán de acuerdo con lo siguiente:

- a) Variables económicas y de tipo social, que son factibles de ser estimadas directamente por medio de los datos técnicos y económicos disponibles para las plantas de procesamiento de residuos. En relación a los costos económicos, hay que considerar que algunos se pueden considerar privados o sociales:
- Privado, cuando el propietario de la instalación de tratamiento pertenezca al Sector Privado.
 - Social, cuando el gobierno sea el propietario de las instalaciones de tratamiento. También cuando los costos de las externalidades sean soportados por la sociedad en su conjunto.
- b) Variables sociales y ambientales (con impacto social) cuya valoración no es directa y la información para México es limitada o no existe.

Una vez identificadas las variables factibles de ser estimadas, el siguiente paso corresponde a la búsqueda de información. Para ello, se realizaron entrevistas a diferentes actores involucrados en el manejo y tratamiento de RSU en México. Los costos que se presentan en la tabla 4.5 son resultado de dicho trabajo:

Tabla 4.5. Costos de recolección de RSU en la Ciudad de México.

Recolección de RSU en red vial primaria	Cantidad	Unidad	Observaciones
✓ Costos de mantenimiento de los camiones para transportar residuos	128,000	Pesos/año	Iztapalapa, zona centro: Costo por camión: \$16,000/año Costos por 8 camiones \$128,000/año
✓ Horas-hombre requeridos por jornada	128	Horas-hombre	En Iztapalapa, la zona centro está integrada por 8 barrios. Para la recolección de RSU se utilizan 8 camiones, en cada uno laboran dos personas (chofer y ayudante). Se tienen 2 turnos o jornadas por día.
✓ Costo de la hora-hombre	De 18.50 a 25.00	Pesos/ hora-hombre	Percepciones diarias: Ayudante \$148.00, chofer: \$200.00 por día
✓ No. empleados involucrados en la etapa	32	Empleados	
✓ No. días de servicio por semana	6	Días	6 días por semana
✓ Costo total de recolección en red vial primaria/ton de residuos	75	Pesos/ tonelada-día	Sueldo diario para el personal por camión: \$200+\$148=\$348 Combustible diario por camión (diesel): 25 lts Costo de diesel por día por camión: 25 lts x \$11.34=\$282.5 Mantenimiento diario por camión:

			$\$16,000/365=\43.83 Costo total por camión recolector por día: $\$348+\$283+\$43.83=\674.83 Cada camión realiza por día: 2 viajes de 4.5 toneladas cada uno, en total cada camión transporta 9 toneladas por día. Costo por tonelada= $\\$674.83 /9 \text{ ton} = \\$75/\text{ton}$
Etapas de recolección de la CEDA (Central de Abastos)	Cantidad	Unidad	Observaciones
✓ Consumo promedio de combustible	20 a 35	litros/ por jornada por vehículo	Tipo de combustible utilizado: gasolina y diesel 20 camionetas gasolina 35 camiones y/o retroexcavadora tipo bobcat (diesel)
✓ Facturación total por combustible	De 180 a 200	litros por jornada	
✓ Costos de mantenimiento de los camiones para transportar residuos	29,590/año	Pesos /año-camión	Como parte del mantenimiento se consideran: llantas, alternadores, aceite, mantenimiento a las cajas de carga, afinación, etc.
✓ Horas-hombre requeridos por jornada	96 horas	Horas-hombre	8 horas x 2 hombres x 6 vehículos = 96 horas-hombre por jornada
✓ Costo de la hora-hombre	De 17.24 a 27.77	\$/ Hora-hombre	
✓ No. empleados involucrados en la etapa	12 -16	empleados	
✓ No. días de servicio por semana	7	días	
✓ Costo total de recolección de la CEDA	80.3	Pesos/ tonelada-día	Sueldo diario para el personal por camión: $\$222+\$138=\$360$ Combustible diario por camión (diesel): 25 lts Costo de diesel por día por camión: 25 lts x $\$11.34=\282.5 Mantenimiento diario por camión: $\$29,590/365=\81 Costo total por camión recolector por día: $\$360+\$282+\$81=\723 Costo por tonelada=$\\$723 /9 \text{ ton-día} = 80.3 \text{ pesos/ton}$
Etapas de barrido de RSU	Cantidad	Unidad	Observaciones
✓ Horas-hombre requeridos por jornada	64	Horas-hombre	8 hombres en total, cada uno labora 8 horas por día, solo se considera a empleados formales.
✓ Costo de la hora-	15.60	Pesos/ Hora-	Las percepciones por persona son de \$125.00

hombre		hombre	por día, jornada de 8 horas.
✓ No. empleados involucrados en la etapa	24	empleados	8 empleados son formales y 16 ayudantes informales con sueldo a base de propina
✓ No. días de servicio por semana	6	días	De lunes a sábado
✓ Costo total del barrido	1,000	Pesos por día	Costo total del barrido: 8 empleados x\$125.00= \$1000/día

Fuente de la Información:

1. Recolección y barrido de RSU en red vial primaria: Cristobal Reynaga Dávalos, Líder sindical de trabajadores de la recolección de RSU y operador de maquinaria pesada en Iztapalapa.
2. CEDA: Ing. Luis Castañeda Jiménez, Supervisor de obra y mantenimiento en Corporativo de Aves y Cárnicos en el Fideicomiso CEDA.

Otras fuentes de información consultadas presentan los siguientes costos asociados a alguna etapa de la gestión de los residuos, como se muestra a continuación en la tabla 4.6:

Tabla 4.6. Costos de referencia para la recolección-transferencia de RSU

Etapa de manejo de RSU	Costo en México	Costo típico
Barrido manual	0,80 - 1,50 dólares/km de calle	
Barrido mecánico	0,25 - 0,50 dólares/km de calle	
Recolección	8,00 - 12,00 dólares/ton	15-40 dólares/ton
Transferencia		0-10 dólares/ton

Fuente: Acurio et al., (1998).

Según datos para la Cd. de Toluca (México), el costo por tonelada de residuos hasta su disposición en un relleno sanitario cuesta 236 pesos/tonelada recolectada por día e incluye: la recolección, la separación y el recorrido desde la estación de transferencia al sitio de disposición final (Iglesias, 2007).

En relación al tratamiento y disposición de RSU, la tabla que se presenta a continuación se muestra los costos asociados a las diferentes alternativas para manejar residuos en México y el mundo. Para la realización de los cálculos de costos económicos se toman en consideración, en primer lugar, aquellos que corresponden a datos de México por considerar que son los que mejor reflejan las condiciones del país, solo en caso de que no hubiera valores nacionales disponibles se consideran otros costos a nivel global. El criterio que se considera en segundo lugar fue el costo más alto para cada alternativa, basado en el principio precautorio del significado de dichos datos. Los costos de referencia para el tratamiento y disposición final de los RSU se muestran a continuación en la tabla 4.7:

Tabla 4.7. Costos de referencia para el tratamiento y disposición final de los RSU.

Compostaje de residuos orgánicos		
Costos de tratamiento	Costos de operación	Costos de instalación
<p>Orta et al., (2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 140-160 pesos/ton tratada de residuos. <p>Smith et al., (2001):</p> <p>35-50 Euros/ton de residuos (variable 16 a 174 Euros/ton de residuos según las características del proceso).</p> <p>Jiménez, (2013):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 800 a 1200 pesos/ton <p>Acurio et al., (1998):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 25 dólares/ ton (variable de 20 a 40). 	<p>Komilis y Ham, (2004):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 15-50 dólares/ton de residuos, considerando los costos totales de capital, operación y mantenimiento. Consideraciones: Planta con capacidad para tratar 100 ton de residuos/día, vida útil de la planta de 15 años. El sistema de control de olores comprende aprox. el 77% de los costos totales de instalación. <p>CEPIS/OPS, citado por Orta et al.,(2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 60-42 dólares/ton tratada 	<p>CEPIS/OPS, citado por Orta et al.,(2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 20,000 a 40,000 dólares/ton, costos de inversión. <p>Acurio et al., (1998):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 20.000 - 40.000 dólares/ ton instalada.
Tratamiento mecánico biológico		
<p>Smith et al. (2001):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 87 Euros/ton, considerando RSU mezclados e incluye los costos de la disposición final en un relleno sanitario de la fracción residuos que lo requiera. • 65 Euros/ton de residuos (variable de 41-153 Euros/ton), si se utiliza digestión anaerobia para el tratamiento de la fracción orgánica. • 60-75 Euros/ton de residuos, si se incineran los residuos de la fracción de rechazo sin valor para reciclaje. <p>Orta et al., (2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 17 a 20 dólares/ton por TMB. • 52 a 130 dólares/ton por día, solo digestión anaerobia. <p>Jiménez, (2013):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 965 a \$1206 pesos pesos/ton 	<p>Smith et al. (2001):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 65-70 Euros por tonelada de residuos tratada. 	<p>Orta et al., (2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Costos de inversión: 350 dólares/ton.

Incineración		
Costos de tratamiento	Costos de operación	Costos de instalación
<p>Smith et al. (2001):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 64 Euros/ton de residuos (variable de 31 a 148 Euros/ton), considerando el tratamiento para RSU mezclados. <p>Orta et al., (2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 74 dólares por ton. <p>Jiménez, (2013):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1,145 pesos/ton. <p>Acurio et al., (1998):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 90 dólares/ ton (variable de 50 a 90) en Estados Unidos. 		<p>Smith et al. (2001):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 75 a 150 millones de Euros , costos de inversión para una planta incineradora de RSU en Europa con un tiempo de vida de la planta de entre 20 y 30 años. <p>Orta et al., (2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 110 dólares por ton/año <p>Jiménez, (2013):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1,200 a \$2,400 millones de pesos. <p>Acurio et al., (1998):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 125.000 - 160.000 dólares/ ton instalada, en Estados Unidos.
Disposición final de residuos en relleno sanitario		
<p>Smith et al. (2001):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 56 Euros/ton de residuos (variable de 11 a 162 Euros/ton), se consideran RSU mezclados. <p>Orta et al., (2009), costos en diferentes estados de Mexico:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 220-260 pesos/ton en Aguascalientes y Jalisco. • 145-180 pesos/ton en Coahuila y Yucatán; • 80 pesos/ton en el Edo. de México • 13 pesos/ton en Tlaxcala. <p>Iglesias (2007):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 275/ton en Toluca, México. <p>Acurio et al., (1998):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 6 dólares/ton (variable de 3 a 10), en ciudades de América Latina y el Caribe. 	<p>Smith et al. (2001):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 60 a 70 Euros/ton de residuos 	<p>Orta et al., (2009):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 17,300 dólares /ton, costo de inversión aproximado. <p>Acurio et al., (1998):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 5.000 - 15.000 dólares/ ton instalada, en ciudades de América Latina y el Caribe.

Nota (1): En el compostaje de residuos, los costos más significativos están asociados al traslado de los residuos a la planta, la utilización el equipo que se utiliza en el volteo, secado y empaçado de la composta. Una planta de compostaje puede amortizar los costos del proceso por medio de la venta del producto final.

Nota (2): La digestión anaerobia es parte del proceso del TMB. En México la digestión anaerobia ha sido empleada principalmente como alternativa para el tratamiento de los lodos de aguas residuales provenientes

de la industria y en el sector agrícola (Monroy, 2006), donde también es factible aprovechar el estiércol y los residuos orgánicos para generar biogás.

Como parte de la estimación de los impactos sociales vinculados a los RSU, los costos por daños a la salud se consideran como los más relevantes. Los análisis de costo-beneficios de controlar las emisiones contaminantes, como las asociadas a las alternativas de manejo de los residuos, por ejemplo reducciones en la mortalidad y morbilidad de la población, mejoras en la visibilidad, reducción de daños en los cultivos, vegetación, ecosistemas, edificaciones y materiales y la reducción de contaminantes que contribuyen al cambio climático, indican que las mejoras en la salud de la población frecuentemente representan la fracción más significativa del conjunto de beneficios sociales estimados en términos monetarios (INE, 2006b).

Si bien la mayoría de las investigaciones, que relacionan niveles de contaminación con impactos a la salud y sus valores monetarios, han sido desarrollados para diferentes ciudades en el mundo, existen avances metodológicos sobre la forma de realizar dichas estimaciones con datos ajustados a las condiciones específicas de México, que ya han sido desarrollados y aplicados por el INE (2003 y 2006b) en otros estudios y que serán la referencia metodológica a seguir en el presente trabajo.

Sus principales pasos metodológicos se describen brevemente a continuación:

- El cálculo de costos se orienta a estimar los valores monetarios por los impactos en la salud humana por evitar casos de mortalidad cardiovascular, por cáncer de pulmón, por causas respiratorias a nivel infantil, casos de bronquitis crónica, días de trabajo perdidos y días de actividad restringida por enfermedades respiratorias.
- El contaminante que se toma en consideración para el cálculo es partículas suspendidas $PM_{2.5}$.
- El enfoque que utiliza es de seguimiento de impactos (*impact path way approach*) y se basa en las siguientes etapas: 1) identificación de la fuente y su cuantificación; 2) cálculo de la dispersión de precursores y sus concentraciones; 3) aplicación de funciones de dosis-respuesta para estimar impactos por daños a la salud; 4) valoración monetaria de los daños, a través de valores de mercado o estimaciones contingentes, por ejemplo, disponibilidad a pagar.

La identificación de fuente y su cuantificación, que se menciona en la primera etapa del *impact path way approach*, forma parte de las estimaciones en el presente trabajo, a través del análisis de ciclo de vida de las etapas y alternativas para manejar RSU.

Mientras que el cálculo de la dispersión de precursores y sus concentraciones, de la segunda etapa mencionada por el INE (*op cit.*), es factible tomar como referencia la relación entre concentraciones y emisiones en el ambiente para la

Ciudad de México propuesta por Blumberg (2004), misma que se muestra a continuación en la Tabla 4.8:

Tabla 4.8. Emisiones contaminantes en el ambiente de la Ciudad de México.

Contaminantes	Concentraciones en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Emisiones (ton/día)	Emisiones al 2030 (ton/día)	Concentraciones en el ambiente al 2030, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$
PM _{2.5}	15.8	26.1	16.2	9.8
PM ₁₀ , excepto PM _{2.5}	4.4	7.3	0.5	0.3
SO ₂	5.8	265	18.1	0.4
NO _x	3.8	562	11.9	0.1
Total	29.9			10.6

Fuente: Modificado de Blumberg (2004).

De tal manera, que al conocer el volumen de las emisiones en toneladas/día, como las estimadas para las diferentes etapas del presente trabajo de investigación, es posible calcular las concentraciones en el ambiente de dichos contaminantes y asociarlas a funciones de dosis-respuesta por daños a la salud. Ello permite evaluar los casos evitados de mortalidad y morbilidad, basados en estudios epidemiológicos que relacionan las concentraciones ambientales de PM_{2.5} con una respuesta en la salud.

Para estimar los impactos en salud el INE (*op cit.*) propone los siguientes pasos y ecuaciones:

$$I = T * P * F * \frac{e^{\Delta C \hat{\beta}} - 1}{e^{\Delta C \hat{\beta}}} \quad \text{donde:}$$

I = impacto a la salud (casos evitados de mortalidad o morbilidad)

T = tasa basal de mortalidad o morbilidad de la población

P = población total

F = fracción de la población afectada por grupo de edad (dependiendo del tipo de impacto bajo estudio)

$\hat{\beta}$ = estimador de la función de concentración-respuesta (riesgo relativo)

ΔC = cambio en la concentración de partículas suspendidas por año en el ambiente, ponderado por la población.

Donde la fracción de la población o grupos de edad afectados, las variables de riesgo relativo y la incidencia son valores definidos por medio de estudios epidemiológicos, revisados por el INE (*op cit.*) para proponer esta metodología, mientras que los cambios anuales de concentraciones de PM_{2.5} serán los valores de las emisiones monitoreadas o estimadas en el presente trabajo. También, se requiere contar con información sobre la población y su distribución por edades para el año de referencia con base en las proyecciones de población de CONAPO.

Por ejemplo, la mortalidad cardiopulmonar se estima para individuos mayores a 30 años, entonces con los datos de CONAPO se calcula el porcentaje de la población

que corresponderá a ese grupo de edad en cualquier año de interés para su estudio: 2000, 2013 ó 2030. Como se muestra a continuación Tabla 4.9:

Tabla 4.9. Insumos para el cálculo de impactos a la salud.

Impacto	Grupo de edad afectado	Porcentaje de la población total por grupo de edad en el año 2000	Porcentaje de la población total por grupo de edad en el año 2013*	Porcentaje de la población total por grupo de edad en el año 2030	Riesgo relativo $\hat{\beta}$ (por mg/m ³ de PM _{2.5})	Incidencia (por 1000 personas)
Mortalidad cardiopulmonar	>30 años	38	47.7	53	0.00892	3.42
Mortalidad por cáncer de pulmón	>30 años	38	47.7	53	0.013	0.17
Mortalidad infantil por causas respiratorias	Entre 4 semanas y 1 año	2	1.6	1.5	0.018	2.31
Mortalidad por síndrome de muerte súbita infantil	Entre 4 semanas y 1 año	2	1.6	1.5	0.011	0.12
Bronquitis crónica	>30 años	38	47.7	53	0.017	14
Días de actividad	>15 años	67	75	77	0.0074	7800
Días de trabajo perdidos	Trabajadores	42	47.1	49	0.0046	2170

Fuente: INE (2006b). * Valores estimados de INE (2006b)

* Los estimadores de riesgo relativo corresponden a mortalidad infantil por una disminución de 1 µg/m³ de PM₁₀.

La valoración económica de los beneficios o costos en la salud derivados de un cambio en la calidad del aire, en este caso debida a las partículas presentes en el ambiente, propuesta por el INE (2006b), se estima con la siguiente ecuación:

$$IM_{T(\$)} = \sum_i (V_{i(\$ / caso)} \times \sum_j (I_{i(casos)}))$$

en donde:

IM_T = impacto monetario total (en dólares por año)

V_i = valor unitario del impacto i (p.e. costo de un caso de bronquitis crónica)

I_i = número de casos del impacto en la salud i (p.e. muertes, casos de bronquitis crónica, etc.)

De acuerdo con el INE (2006b), para obtener el valor unitario del impacto (V_i), se utilizan dos metodologías: la disponibilidad a pagar (DAP) y los costos directos de enfermedad. La DAP representa la cantidad de dinero que se está dispuesto a pagar para evitar una enfermedad o la muerte (incluyendo dolor y sufrimiento) y se puede determinar a través de estudios de valoración contingente o de precios hedónicos.

Al dividir la DAP entre la unidad de riesgo se obtiene el valor de una vida estadística (VVE) o el valor de un caso de morbilidad estadístico para la población. El INE (*op cit*) en su metodología utiliza los resultados de estudios realizados en EEUU pero ajustados al ingreso mexicano a través de la siguiente ecuación:

$$V_{México} = V_{EEUU} \times \left(\frac{I_{México}}{I_{EEUU}} \right)^\varepsilon$$

en donde:

V = valor estadístico de una vida (o enfermedad) para la población

I = ingreso para la población

ε = elasticidad de ingreso para la salud

La elasticidad de ingreso relacionada con la DAP es el porcentaje de cambio en la disponibilidad a pagar que corresponde a un porcentaje de cambio en el ingreso, debido a que no se conoce el valor exacto de la elasticidad de ingreso para la salud. El INE utiliza un rango de 0.5 para el valor máximo y 2 para el valor mínimo. A continuación en la tabla 4.10 se muestra el promedio geométrico de los valores de DAP) ajustados al ingreso mexicano para los diferentes efectos en la salud, que se utilizan el cálculo final de los beneficios.

Tabla 4.10 Valores monetarios de disponibilidad a pagar por caso de impacto a la salud

Impacto a la salud	Mediana del valor monetario (USD, 2000)
Mortalidad cardiopulmonar	660,000
Mortalidad por cáncer de pulmón	660,000
Mortalidad infantil por causas respiratorias	660,000
Mortalidad infantil por síndrome de muerte súbita infantil	660,000
Bronquitis crónica	36,000
Días de actividad restringida	5
Días de trabajo perdidos	13*

* Pérdida de productividad asociada con días de trabajo perdidos, sólo se considera el costo de la enfermedad, es decir, el ingreso perdido por falta de trabajo,

Fuente: INE (2006b).

Una vez presentado el marco metodológico a seguir para el manejo de los RSU, en el capítulo 5 se muestran los resultados obtenidos de las estimaciones de costos asociados a sus impactos.

Etapa 4. VCV. Interpretación y análisis de mejora.

La última etapa del análisis de ciclo de vida, integra la discusión y reporte de resultados de la investigación y el análisis de las alternativas de tratamiento para los residuos.

También se discuten los escenarios de gestión de RSM para la la Ciudad de México a corto y largo plazo, que son parte del análisis y se plantean algunas consideraciones de política pública, que deben ser tomadas en cuenta como resultado del estudio de la sinergia existente entre la Economía Ecológica y la Política.

Algunos de los aspectos que se deben considerar son los siguientes:

- Opciones para lograr reducciones pre-generación de RSM (ahorro de energía y materiales). Reducción de residuos: ¿Qué pasaría si reducimos volumen? ¿Cuáles son las perspectivas de gestión a futuro?
- Opciones aprovechamiento, reciclaje y valorización de los RSM
- Planteamiento de limitaciones e implicaciones para la investigación.
- Futuros planteamientos de investigación.
- La falta de información como limitante para la aplicación de la metodología.

Capítulo 5. Estimación de costos del manejo de los residuos basados en el análisis de su ciclo de vida.

En este capítulo se realizan los pasos descritos en la propuesta metodológica para valorar los costos vinculados al manejo de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU).

5.1 Características generales (etapa 1)

La etapa 1 descrita en la metodología indica la forma en que debe realizarse la caracterización del sistema de la presente investigación, conforme a una Valoración de Ciclo de Vida (VCV), y se define a la unidad funcional de estudio como la Ciudad de México (Distrito Federal, D.F) en su estado actual, para valorar los impactos de cada etapa de gestión de residuos desde que son recolectados hasta que son tratados y finalmente dispuestos. Los datos de generación per cápita de RSU y de su manejo con base en las fuentes oficiales corresponden a los años 2008 y 2010 para el D.F, mientras que los datos de generación a nivel nacional corresponden al 2011.

La tabla que se presenta a continuación muestra la información más relevante para caracterizar el volumen de generación y recuperación de los RSU de la Ciudad de México (GODF, 2010):

Tabla 5.1. Generación de RSU en el Distrito Federal.

Generación de RSU	Volumen generado
Generación per cápita de los residuos sólidos de tipo domiciliario	0.582 kg/hab-día equivalente a 44% del total
Generación per cápita de los residuos sólidos incluyendo comercio, industria y servicios.	0.692 kg/hab-día equivalente al 56% del total
Generación diaria de RSU en el D. F	
Generación total diaria	15,134 ton
Residuos recibidos en Bordo Poniente ³ .	13,401 ton
Residuos recuperados en sitios de generación	800 ton
Residuos recuperados en camiones recolectores	538 ton
Residuos recuperados en plantas de selección	295 ton
Residuos enviados directamente a las plantas de composta.	100 ton

Fuente: Modificado de GODF (2010).

En la tabla anterior, se muestra que de la generación total diaria de RSU en el D.F. (15,134 ton), la mayor parte (13,401 ton) era dispuesta en Bordo Poniente, mientras que el resto (1,733 ton) era recuperado en diferentes formas o enviados a una planta para su composteo.

³ Hasta el cierre de Bordo Poniente a finales del año 2011.

También cabe mencionar que si bien el volumen total de residuos reportado para el D.F., es de 15,134 ton, una fracción de éstos no es generado por los habitantes del Distrito Federal sino que corresponde a residuos generados por la población flotante que realiza sus actividades en esta ciudad pero que habita en la zona conurbada y también se suman los residuos provenientes del Estado de México, como se muestra en la tabla 5.2 que se presenta a continuación:

Tabla 5.2. Generación de RSU no generados por habitantes del Distrito Federal

Residuos recibidos generados por la población flotante (datos estimados)	924 ton
Residuos provenientes del Estado de México	2,488 ton
Total de residuos no generados por habitantes del Distrito Federal	3,412 ton

Fuente: Modificado de GODF (2010).

Por lo anterior, para estimar la generación per *cápita* de RSU de los habitantes del Distrito Federal es necesario restar de la generación total diaria los residuos no generados por habitantes del D.F, lo que resulta en 11,722 ton/día que dividido entre los 8.85 millones de población del D.F. se obtiene una generación promedio diaria por habitante de 1.32 kg/hab-día.

Sin embargo, cabe mencionar que existen diferencias en las cifras reportadas en el Diagrama de Flujo del Gobierno del Distrito Federal GODF (2010). La generación total de residuos sólidos es de 12,439 ton/día más 2,488 ton/día de residuos que son recolectados en el Edo. de México y de particulares, lo que representa una diferencia aproximada de 200 ton/día, dichas variaciones probablemente se deben a que algunos de los datos reportados son medidos y otros son estimados, ello habrá de ser tomado en consideración en el análisis de datos correspondiente.

El volumen de generación de RSU en el Distrito Federal, varía entre las diferentes Delegaciones: Milpa Alta produce la menor cantidad con 102 ton/día, mientras que Iztapalapa produce la mayor cantidad con 2,584 ton/día.

La composición promedio de los RSU en el D.F. es la siguiente (GODF, 2010):

- 55.58 % corresponde a la fracción orgánica;
- 20.30 % a subproductos con potencial de reciclamiento tales como el polietilen-tereftalato (PET), papel, cartón, vidrio transparente, plástico rígido, lata, vidrio de color, materiales ferrosos y aluminio.
- 24.12 % de subproductos con escaso valor en el mercado.

De acuerdo a los pasos descritos en el capítulo 4 para una VCV, en la primera etapa de investigación de este trabajo se definieron los siguientes objetivos y alcance específicos:

El objetivo del análisis se orientó a identificar los flujos de entrada y salida para las variables de materia y energía de los procesos involucrados en la recolección, transporte, separación y tratamiento de los RSU en la Ciudad de México. Con dicha información, posteriormente se realizará la valoración de los costos asociados a dichos flujos en las dimensiones ecológica, económica y social.

El alcance del análisis se basa en la delimitación del sistema de estudio presentado en el Capítulo 4. Los resultados de las estimaciones permitirán valorar y comparar cuáles son los costos asociados a algunas alternativas para el manejo de los RSU que actualmente se aplican en México, tales como el compostaje, tratamiento mecánico- biológico y disposición en rellenos sanitarios que, como se describió en el capítulo 1, están consideradas como opciones de tratamiento y disposición final de residuos para mitigar la generación de gases de efecto invernadero. También se incluye para su estudio a la incineración de RSU que hasta hace relativamente poco tiempo se dejó de utilizar en México, debido a limitaciones técnicas y fallas de mantenimiento, pero que podría volver a ser utilizada en algún momento.

A continuación se describe a detalle el sistema de estudio, como corresponde a la etapa 1 de una VCV y se presenta la información básica que será el punto de partida para las estimaciones que se realizan más adelante:

Recolección y transporte. La recolección de los residuos sólidos, y su posterior transporte a las estaciones de transferencia, es responsabilidad de cada una de las Delegaciones Políticas. En la Ciudad de México se recolectan 10,760 toneladas de residuos por día, equivalentes al 91.8% de lo generado por los habitantes del Distrito Federal, por medio de 1,730 rutas con 2,485 vehículos que cubren en su recorrido en 1,633 colonias. Esta información resulta relevante porque las etapas de recolección y transporte de RSU son consideradas como generadoras de GEI y otros contaminantes y forman parte del sistema de estudio de la presente investigación, por ello deben ser valorados.

A continuación en la tabla 5.3 se muestra la información disponible para la recolección de RSU de acuerdo a la ruta, colonia y parque vehicular que se destina para realizar dicha actividad (GODF, 2010):

Tabla 5.3. Recolección de RSU según ruta, colonia y parque vehicular.

Delegación	Número de rutas	Número de vehículos	Número de colonias
Álvaro Obregón	150	213	257
Azcapotzalco	78	157	91
Benito Juárez	87	136	57
Coyoacán	76	141	140
Cuajimalpa	42	66	41
Cuauhtémoc	120	228	34
Gustavo A. Madero	222	309	244
Iztacalco	61	162	36
Iztapalapa	249	268	157
Magdalena Contreras	79	90	51
Miguel Hidalgo	188	179	81
Milpa Alta	75	55	12
Tláhuac	45	62	72
Tlalpan	125	145	243
Venustiano Carranza	92	186	70
Xochimilco	41	88	47
TOTAL	1,730	2,485	1,633

Fuente: GODF (2010).

La recolección de los residuos sólidos en la vía pública se realiza ya sea por medio del barrido manual o por mecánico de la siguiente forma:

- La Dirección General de Servicios Urbanos (DGSU) de la Secretaría de Obras y Servicios (SOS) es responsable de la red vial primaria de la ciudad que tiene una longitud de 930 kilómetros y está integrada por 9 vías rápidas, 29 ejes viales y 37 avenidas principales⁴. El barrido manual se realiza en 26 vialidades primarias, con una longitud conjunta de 1,700 km que se cubren en 15 horas, con una plantilla aproximada 1,200 trabajadores y 96 vehículos de recolección.
- Las Delegaciones Políticas son responsables de las vías secundarias que tienen una longitud aproximada de 9,557 km lineales. En total se cuenta con 110 barredoras para el barrido mecánico, que se usan para cubrir aproximadamente 3,100 km diarios; sin embargo, sólo 25% de las barredoras mecánicas se encuentran en buenas condiciones, mismas que en su mayoría corresponden a modelos no mayores a 10 años. El 75% restante se encuentra en condiciones entre regulares y malas. El barrido manual en las calles se realiza con una plantilla de personal operativo de 9,661 trabajadores y 7,827 carritos de mano para la recolección (GODF, 2010).

⁴ El servicio se realiza en horario nocturno.

Separación y almacenamiento. Según datos del GODF (2010), la recolección selectiva de los RSU, considera únicamente dos fracciones: orgánica e inorgánica. Sin embargo, esta separación opera solo en el 30 % del total de rutas, con distintos niveles de calidad. En relación al estado que guardan los vehículos de recolección el 24% están en buenas condiciones, 50% se encuentran en condiciones regulares y el 26% restante está en malas condiciones.

Una vez recolectados los RSU en las distintas Delegaciones Políticas, éstos son llevados más o menos mezclados a una de las 13 estaciones de transferencia ubicadas en el D.F. como se muestra en la figura 5.1 que se muestra a continuación. Estos sitios funcionan como puntos intermedios entre las diversas fuentes generadoras y el sitio de disposición final, su objetivo es incrementar la eficiencia del servicio de recolección, reducir el tiempo de traslado de los vehículos y disminuir el tiempo de descarga de los residuos. Se considera que la distancia máxima que debería recorrer un vehículo recolector hasta el sitio de disposición final de los residuos es de 15 Km, cuando dicha distancia es mayor se coloca una estación de transferencia (Landín, 2010).

Posteriormente, desde las estaciones de transferencia se envía una fracción de los residuos a las plantas de selección y aprovechamiento donde se separan las fracciones de residuos susceptibles de ser reciclados, como se describe más adelante, mientras que el resto se envía a disposición final.



Figura 5.1 Ubicación de las estaciones de transferencia y plantas de selección en el Distrito Federal.

Fuente: Elaboración propia con figuras de GODF (2004).

Las estaciones de transferencia operan en un horario de 6:00 a 22:00 horas, excepto las ubicadas en la Central de Abastos, Coyoacán y Cuauhtémoc que trabajan las 24 horas. El traslado de los residuos de las estaciones de transferencia a los sitios de tratamiento y disposición final se realiza con 238 tracto-camiones, mientras que para la recepción de los residuos de tipo orgánico se dispone de tolvas verdes (GODF, 2010). A continuación se muestran las cantidades de residuos transferidos de las diferentes estaciones de transferencia y sus respectivas capacidades instaladas:

Tabla 5.4. Recepción de residuos en las estaciones de transferencia.

Estación de transferencia	Cantidad de residuos transferidos (ton/día)	Cantidad instalada ton/turno
Álvaro Obregón	1,180	1,964
Azcapotzalco	1,289	4,418
Benito Juárez	308	1,473
Iztapalapa I (Iztacalco y Central de Abastos)	1,291	1,473
Coyoacán	1,412	1,473
Cuauhtémoc	890	2,618
Gustavo A. Madero	807	1,964
Iztapalapa II	1,252	1,636
Miguel Hidalgo	626	1,473
Milpa Alta	77	327
Tlalpan	543	1,964
Venustiano Carranza	709	1,473
Xochimilco	469	1,309
TOTAL	10,853	23,565

Fuente: GODF (2010).

De la tabla 5.4, cabe mencionar que las estaciones de transferencia en todos los casos tienen una capacidad instalada para recibir residuos que es superior a la cantidad que actualmente reciben, es decir, que en mayor o menor medida todavía tienen potencial para recibir un mayor volumen de residuos.

Tratamiento

El Distrito Federal cuenta con tres plantas de selección y aprovechamiento de residuos sólidos: Santa Catarina, Bordo Poniente y San Juan de Aragón. Estas plantas están a cargo de la DGSU, sin embargo la operación la llevan a cabo los gremios de selectores. Los residuos que ingresan provienen, en su mayoría, de las estaciones de transferencia, de recolectores particulares y del Estado de México. Resulta importante mencionar que la distancia promedio desde las estaciones de transferencia hasta las plantas de selección es de 23 Km en promedio, al tomar como referencia un trayecto entre la estación de transferencia de Coyoacán hasta la planta de San Juan de Aragón. Mientras que la distancia promedio a Bordo Poniente es de 41 Km (Mapas D.F, 2006)

Hasta el 2008 en el D.F, se contaba con plantas de compostaje donde un volumen de 37,869 ton/año de residuos orgánicos era tratado y se generaba composta. Cada una de ellas se describe en la tabla 5.5:

Tabla 5.5. Plantas de composta en el Distrito Federal.

Planta de composta	Capacidad instalada (Ton/año)	Cantidad de residuos orgánicos ingresados (Ton/año)	Producción de composta (Ton/año)
Bordo Poniente	73,000	32,120	8,000
Álvaro Obregón	1,836	1,836	1,413
Cuajimalpa	1,200	960	720
Iztapalapa	1,440	1,127	152
Milpa Alta	1,380	1,380	344
Xochimilco	1,295	446	268
Totales	80,151	37,869	10,897

Fuente: GODF (2010).

La tabla 5.5 muestra que la capacidad instalada para recibir residuos orgánicos y tratarlos duplicaba la cantidad de residuos ingresados, es decir que todavía había capacidad para recibir una mayor cantidad de residuos. Además que como resultado de su funcionamiento se reducía el volumen de los residuos ingresados a casi una tercera parte, al generar composta aprovechable como mejorador de suelo.

Disposición final.

En la Ciudad de México en el 2010, el 88.5% de los residuos fueron depositados en el relleno sanitario de Bordo Poniente, al tomar como base una generación total diaria de RSU de 15,134 ton, de las cuales 13,401 ton/día se depositaron en dicho sitio (GODF, 2010), mientras que el resto de los materiales fueron recuperados formalmente en plantas de selección o informalmente por medio de la pepena.

Bordo Poniente contó con una superficie total designada de 1,000 ha y se ubica en la zona federal del lago de Texcoco. Durante su IV última etapa de gestión y hasta su cierre definitivo en diciembre de 2011, recibió casi 13,401 ton diarias de residuos, de las cuales casi 2,488 provenían de varios municipios del Estado de México. Dicho sitio cuenta con infraestructura para recolectar y tratar los lixiviados, así como con un invernadero y una planta de composta. Su cierre se contempló como un proceso largo, complejo y costoso que debió realizarse al mismo tiempo que se habilitaba el aprovechamiento del biogás generado, para sufragar los costos de su cierre y la apertura de las nuevas instalaciones (Jiménez, 2013).

5.2 Delimitación y descripción de las etapas del sistema (etapa 2)

El análisis de los flujos de materia y energía se basa en la selección e identificación de los materiales que son relevantes en términos ambientales para el sistema de estudio, que se presentó en el capítulo 4 en la *Matriz de identificación de variables ambientales*. Como parte de esta etapa 2 se presenta la información disponible para las alternativas de manejo de residuos estudiadas, que servirá como punto de partida para el inventario y las estimaciones posteriores.

Para ello, se organizó la información disponible en tablas de entradas y salidas para cada una de las etapas del sistema. Dicho paso facilita la cuantificación de *entradas al sistema* tales como consumos de materiales y energía; y las *salidas* en términos de generación de emisiones (al agua, aire y suelo) y energía útil disponible, conforme a los pasos establecidos para el Análisis de Flujo de Materiales y Energía.

Para la cuantificación del inventario, se debe tomar en consideración que el objetivo primordial del presente trabajo es el análisis de alternativas de tratamiento de residuos y después realizar su valoración de ciclo de vida. Por tal motivo, el enfoque de análisis seleccionado fue el de *la puerta a la tumba de los residuos*, porque permite estudiar al sistema desde que los residuos ya han sido generados y hasta el momento en que son tratados o dispuestos finalmente. Para cumplir con esto, se consideró que la metodología descrita por Vogtländer (2010a) para una valoración rápida (VR) proporciona la secuencia de pasos más acorde con las características del sistema de estudio y la información disponible.

Como ya se describió en el capítulo 4 donde se presenta la metodología de evaluación, la cuantificación de los flujos de materia y energía de las etapas de manejo del sistema de estudio se basa en balances de entradas y salidas. Sus resultados permiten caracterizar a los procesos e identificar aquellos flujos que causan mayor carga ambiental (Vogtländer, 2010a).

Las estimaciones se realizaron a través de los factores de emisión e información técnica disponible para cada etapa y alternativa. En general, los cálculos se realizaron según la siguiente ecuación:

$$E = N \times Fe$$

Donde E= la emisión del contaminante, N= es un factor de actividad en kilómetros recorridos, litros de combustible consumidos para el transporte de residuos o las toneladas de residuos tratados por medio de la alternativa en cuestión y Fe= factor de emisión específico para cada caso.

Siempre que fue posible se utilizaron datos específicos para México y solo en caso de que no existiera información nacional o no estuviera disponible, se utilizaron datos internacionales, en todo momento se hace la referencia correspondiente a la fuente bibliográfica.

A continuación se presentan los datos que resultaron relevantes para las estimaciones en cada etapa y los resultados obtenidos, según los cálculos y consideraciones de cada caso.

5.2.1 Recolección y transporte

Los datos que resultaron relevantes para caracterizar y estimar las emisiones asociadas a la recolección y transporte de residuos, básicamente corresponden a los relacionados con la actividad, tales como, volumen de residuos recolectados y transportados, las características de los vehículos utilizados, incluyendo su tipo y consumo de combustible y las distancias recorridas, porque dichos datos y los factores de emisión correspondientes son necesarios para realizar los cálculos.

A continuación se muestran los datos relevantes (GODF, 2010):

- Recolección de RSU total en la ZMVM: 11,275 toneladas/día.
- Recolección de RSU en la Central de Abastos (CEDA): 585 toneladas/día.
- Vehículos de recolección: 2,485, 50% de éstos se encuentran en condiciones regulares, 24% están en buenas condiciones y el 26% restante está en malas condiciones
- Vehículos para el barrido mecánico: 110 barredoras, 39% del equipo tiene una antigüedad mayor a 20 años. Sólo 25% de éstas se encuentran en buenas condiciones, en su mayoría corresponden a modelos de hasta 10 años de antigüedad. El 75% restante se encuentra en condiciones entre regulares y malas.
- Tipo de combustible utilizado: Diesel.
- Distancia total para la recolección: 930 Km/día
- Distancia de barrido mecánico: 3,100 km/día.

- Información técnica para transporte disponible en el anexo correspondiente.

El balance de entradas y salidas de la recolección y transporte de residuos hasta la estación de transferencia se muestra en figura 5.2:

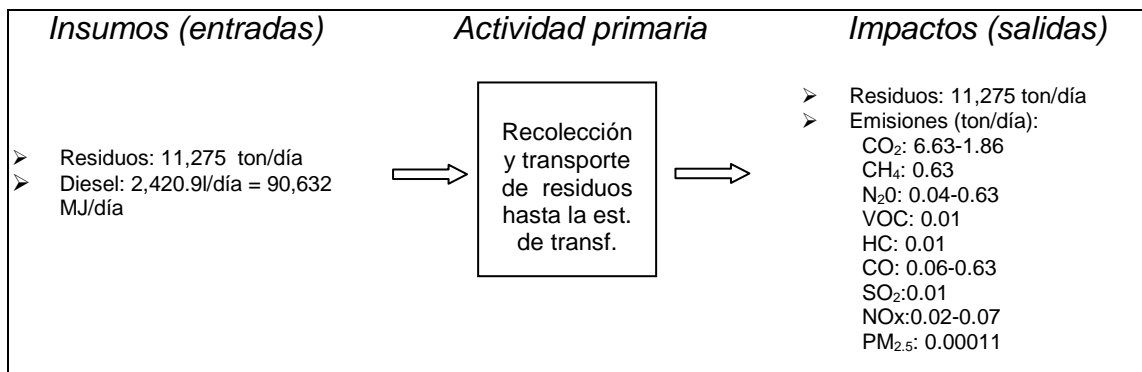


Fig. 5.2. Entradas y salidas de la recolección y transporte de residuos hasta la estación de transferencia.

Los resultados anteriores fueron obtenidos como se describe a continuación:

Se estimaron los insumos de entrada de materia y energía para la etapa de recolección y transporte de residuos y los requerimientos de combustible y energía que éstos representan, según la forma y sitio donde éstos hayan sido recolectados: la DGSU, los resultantes del barrido y recolección, los que fueron recibidos con pago de derechos y los recolectados de la Central de Abastos, como se presenta en la tabla 5.6.

Con dichos datos se determina el requerimiento total diario de diesel para la recolección y transporte de residuos, a través de la siguiente ecuación:

$$RD = D \times Re$$

Donde RD= requerimiento de diesel en litros, D=la distancia recorrida para la recolección en Km/día y Re= rendimiento promedio de diesel en Km/l según el vehículo utilizado.

Tabla 5.6. Análisis de flujo de entrada de materiales y energía de la etapa de recolección y transporte de RSU hasta la estación de transferencia.

ENTRADAS	Cantidad	Unidad	Requerimiento de diesel, RD= D x Re		Referencias
MATERIA/ENERGÍA					
Residuos DGSU					
Volumen de residuos	416.00	Ton/día			GODF (2010)
Vehículos de recolección de RSU en red vial primaria	2,485.00	vehículos	486.91	Litros de diesel/día	GODF (2010)
Distancia de recolección	930.00	Km/día			GODF (2010)
Residuos resultantes del barrido y recolección					
Volumen de residuos	10,760.00	Ton/día			GODF (2010)
Barrido de RSU	110.00	barredoras	1,623.04	Litros de diesel/día	GODF (2010)
Distancia de barrido	3,100.00	Km/día			GODF (2010)
Residuos recibidos con pago de derechos, según diagrama del GODF					
Volumen de residuos	99.00	Ton/día			GODF (2010)
Distancia recorrida por viaje hasta la Estación de Transferencia (ida y vuelta)	30.00	Km/día			Landín (2010)
requeridos/día (camión capacidad de carga 5 Ton)	19.80		310.99	Litros de diesel/día	
Distancia recorrida total	594.00	Km/día			
CEDA (Central de Abastos)					
Volumen de residuos	585.00	Ton/día			GODF (2010)
Distancia recorrida/día	-	Km	-	Litros de diesel/día	En la CEDA se ubica una estación de transferencia
Requerimiento total de diesel por recolección y transporte de RSU			2,420.94	Litros de diesel/día	

*Equivalente a: 90,632.70 MJ/día

Consideraciones:

*Se considera una edad promedio de la flota de 20 años, equivalente al modelo 1993.

*Rendimiento promedio de combustible

1.91 Km/l de Diesel Fuente: Mobil México 6.2.

Poder calorífico del Diesel (SENER, 2010)-

5,952.00 MJ/l

1barril (PEMEX, 2002) -

158.99 litros

1kWh (Cenqel et al., 2003) -

3600 KJ-

3.60 MJ

Para la estimación del flujo de salida de emisiones de la etapa de recolección y transporte antes de la estación de transferencia, se aplica la siguiente ecuación:

$$E = N \times Fe$$

Donde E= emisiones de la etapa que corresponda, N= cantidad de diesel requerido y Fe= factor de emisión que corresponda a cada tipo de emisión. Los resultados se muestran en la tabla 5.7.

Tabla 5.7. Análisis de flujo de salida de materiales y energía de la etapa de recolección y transporte de RSU hasta la estación de transferencia.

SALIDAS	Factores de emisión		Emisiones por la recolección de RSU en red vial primaria (DGSU), E1= N1 x Fe		Emisiones por barrido de RSU, E2= N2 x Fe		Emisiones por la recolección de RSU recibidos con pago de derechos, E3= N3 x Fe		Total de emisiones de recolección y barrido, Et = E1+E2+E3, (ton/día)			Referencias para los factores de emisión	
MATERIA													
Emisiones GEI													
Dióxido de carbono (CO2)	0.45	KgCO2/Km	418.50	KgCO2/día	1,395.00	KgCO2/día	44.55	KgCO2/día	1,858.05	KgCO2/día	1.86	ton CO2/día	Smith et al., (2001). Transporte con capacidad 3.5-7.5 ton
	0.71	KgCO2/Km	660.30	KgCO2/día	2,201.00	KgCO2/día	70.29	KgCO2/día	2,931.59	KgCO2/día	2.93	ton CO2/día	Smith et al., (2001). Transporte recolector desde la estación de transferencia
	2,740	g de CO2/litro de diesel	1,334.14	KgCO2/día	4,447.12	KgCO2/día	852.13	KgCO2/día	6,833.38	KgCO2/día	6.63	ton CO2/día	Vallobergh (1997)
Metano (CH4)	261	g de CO2e/litro de diesel	127.08	Kg de CO2e/día	423.61	Kg de CO2e/día	81.17	Kg de CO2e/día	631.87	Kg de CO2e/día	0.63	ton de CO2e/día	Vallobergh (1997)
Óxido nítrico (N2O)	261	g de CO2e/litro de diesel	127.08	Kg de CO2e/día	423.61	Kg de CO2e/día	81.17	Kg de CO2e/día	631.87	Kg de CO2e/día	0.63	ton de CO2e/día	Vallobergh (1997)
	9.00	gCO2e/Km	8.37	Kg de CO2e/día	27.90	Kg de CO2e/día	0.89	Kg de CO2e/día	37.16	Kg de CO2e/día	0.04	ton de CO2e/día	Smith et al., (2001).
Otras emisiones													
Compuestos orgánicos volátiles (VOC)	2.50	g/litro de diesel.	1.22	Kg/día	4.06	Kg/día	0.78	Kg/día	6.05	Kg/día	0.01	ton/día	Vallobergh (1997)
Hidrocarburos (HC)	3.14	g/Km	2.92	Kg/día	9.73	Kg/día	0.31	Kg/día	12.96	Kg/día	0.01	ton/día	EPA (2004), Mobile México 6.2.
Monóxido de carbono (CO)	261.00	g de CO2e/litro de diesel.	127.08	Kg/día	423.61	Kg/día	81.17	Kg/día	631.87	Kg/día	0.63	ton/día	Vallobergh (1997)
	13.47	g/Km	12.52	kg /día	41.74	kg /día	1.33	kg /día	55.60	kg /día	0.06	ton /día	EPA (2004), Mobile México 6.2.
Dióxido de azufre (SO2)	3.40	g/litro de diesel.	1.66	Kg/día	5.52	Kg/día	1.06	Kg/día	8.23	Kg/día	0.01	ton/día	Vallobergh (1997)
Óxidos de nitrógeno (NOx)	10.30	g/litro de diesel.	5.02	Kg/día	16.72	Kg/día	1.56	Kg/día	23.29	Kg/día	0.02	ton/día	Vallobergh (1997)
	17.37	g/Km	16.16	Kg/día	53.86	Kg/día	1.72	Kg/día	71.73	Kg/día	0.07	ton/día	EPA (2004), Mobile México 6.2.
Partículas (PM2.5)	0.03	g/Km	0.03	Kg/día	0.09	Kg/día	0.00	Kg/día	0.11	Kg/día	0.00011	ton/día	EPA (2004), Mobile México 6.2.

Dentro de la etapa de recolección y transporte de RSU en la Cd. de México, se considera la separación, almacenamiento y transferencia de los materiales que se realiza en la estación de transferencia donde una fracción de éstos es seleccionada y separada para su aprovechamiento y el resto es enviado a disposición final en un relleno sanitario.

Algunos de los datos relevantes para esta etapa con los siguientes (GODF, 2010):

- RSU recibidos en las estaciones de transferencia de la Ciudad de México: 10,854 toneladas/día.
- Vehículos de recolección de las estaciones de transferencia a los sitios de tratamiento y disposición final: 238 tracto-camiones.
- Información técnica disponible en el anexo.

El balance de entradas y salidas de la recolección y transporte de residuos desde la estación de transferencia se muestra en figura 5.3:

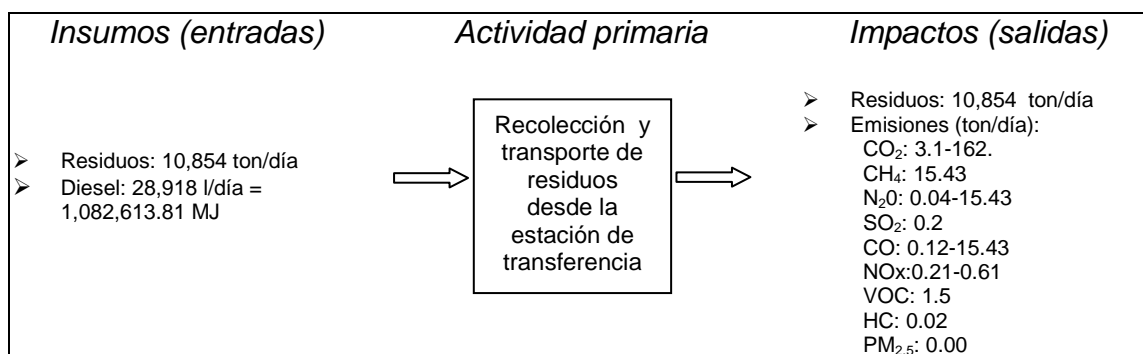


Fig. 5.3. Entradas y salidas de recolección y transporte de residuos desde la estación de transferencia.

Los resultados anteriores fueron obtenidos como se describe a continuación:

Los insumos de entrada de materia y energía para la etapa de recolección y transporte de residuos y los requerimientos de combustible y energía desde la estación de transferencia hasta la planta de selección, en el caso de los residuos potencialmente reciclables, la planta de generación de composta cuando se trata de residuos inorgánicos o hacia un relleno sanitario para los residuos restantes, fueron necesarios para determinar las emisiones de salida, como se muestra en la tabla 5.8. Con dichos datos se estima el requerimiento total diario de diesel en esta fase, a través de la siguiente ecuación:

$$RD= D \times Re$$

Donde RD= requerimiento de diesel en litros, D=la distancia recorrida para la recolección en Km/día y Re= rendimiento promedio de diesel en Km/l según el vehículo utilizado.

Tabla 5.8. Análisis de flujo de entrada de materiales y energía de la etapa de recolección y transporte desde la estación de transferencia.

ENTRADAS	Cantidad		Requerimientos de diesel, RD= D x Re		Referencias
MATERIA					
Transporte de RSU hacia la planta de selección	1,749.00	ton/día	2,813.08	Litros de diesel/día	GODF (2010)
Distancia recorrida/día* tracto-camión	46.00	Km			Mapas D.F., (2006)
Número de viajes requeridos/día (camión capacidad de carga 20 Ton)	87.45				
Distancia recorrida total a la planta de selección/día	4,022.70	Km			
Transporte de RSU hacia un relleno sanitario	9,017.00	ton/día	25,852.94	Litros de diesel/día	GODF (2010)
Distancia recorrida/día* tracto-camión	82.00	Km			Mapas D.F., (2006)
Número de viajes requeridos/día (tracto-camión capacidad de carga 20 Ton)	450.85				
Distancia recorrida total al relleno sanitario/día	36,969.70	Km			
Transporte de RSU hacia la planta de composta	88.00	ton/día	252.31	Litros de diesel/día	GODF (2010)
Distancia recorrida/día* tracto-camión	82.00	Km			
Número de viajes requeridos/día (camión capacidad de carga 20 Ton)	4.40				
Distancia recorrida total a la planta de selección/día	360.80	Km			
MATERIA/ENERGÍA					
Requerimiento total de diesel por transporte de RSU desde la Estación de Transferencia			28,918.32	Litros de diesel/día*	

*Equivalente a 1,082,613.81 MJ/día

Consideraciones:

Edad promedio de la flota de 20 años, equivalente al modelo 1933.

*Rendimiento promedio de combustible

1.43 Km/l de Diesel

Fuente: Mobile México 6.2.

*Se consideran:

23 Km de distancia a la planta de selección

41 Km de distancia al relleno sanitario en Ixtapaluca y a la planta de compostaje en Bordo Poniente.

Poder calorífico del Diesel (SENER,2010)=	5,952.00		MJ/bl	
1 barril (PEMEX, 2002) =	158.39	litros	Litros	
Precio del Diesel, enero de 2013.	11.30	Pesos/litro		
1 kWh (Cengel et al., 2003) =	3600 KJ=	3.60	MJ	MJ

Para la estimación del flujo de salida de emisiones de la etapa de recolección y transporte después de la estación de transferencia, se aplica la siguiente ecuación:

$$E_{rx} = N \times Fe$$

Donde E_{rx} = emisiones de la etapa que corresponda, N_x = cantidad de diesel requerido y Fe = factor de emisión que corresponda a cada tipo de emisión.

Tabla 23. Análisis de flujo de salida de materiales y energía de la etapa de recolección y transporte desde la estación de transferencia.

SALIDAS	Factores de emisión		Emisiones transporte de residuos inorgánicos (planta de selección y relleno sanitario), $E_{ri} = N1 \times Fe$		Emisiones transporte de residuos orgánicos (Planta de composta), $E_{ro} = N2 \times Fe$		Total de emisiones por transporte de residuos, $E_t = E_{ri} + E_{ro}$ (ton/día)			Referencias para los factores de emisión	
MATERIA											
Emisiones GEI											
Dióxido de carbono (CO2)	0.71	KgCO2/Km	29,104.60	KgCO2/día	256.17	KgCO2/día	29,360.77	KgCO2/día	29.36	ton CO2/día	Smith et al., (2001). Transporte recolector desde la estación de transferencia
	2,740.00	g de CO2/litro de diesel	78,544.88	KgCO2/día	691.32	KgCO2/día	79,236.20	KgCO2/día	79.24	ton CO2/día	Vollebergh (1997)
Metano (CH4)	261.00	g de CO2/litro de diesel.	7,481.83	Kg de CO2/día	65.85	Kg de CO2/día	7,547.68	Kg de CO2/día	7.55	ton de CO2/día	Vollebergh (1997)
Óxido nitroso (N2O)	261.00	g de CO2/litro de diesel.	7,481.83	Kg de CO2/día	65.85	Kg de CO2/día	7,547.68	Kg de CO2/día	7.55	ton de CO2/día	Vollebergh (1997)
	9.00	gCO2elKm	368.93	Kg de CO2/día	3.25	Kg de CO2/día	372.18	Kg de CO2/día	0.37	ton de CO2/día	Smith et al., (2001).
Otras emisiones											
Dióxido de azufre (SO2)	3.40	g/litro de diesel.	97.46	Kg/día	0.86	Kg/día	98.32	Kg/día	0.10	ton/día	Vollebergh (1997)
Monóxido de carbono	261.00	g/litro de diesel.	7,481.83	Kg/día	65.85	Kg/día	7,547.68	Kg/día	7.55	ton/día	Vollebergh (1997)
	27.59	g/Km	1,131.14	kg/día	9.96	kg/día	1,141.10	kg/día	1.14	ton /día	EPA (2004), Mobile México 6.2.
Óxidos de nitrógeno (NOx)	10.30	g/litro de diesel.	295.26	Kg/día	2.60	Kg/día	297.86	Kg/día	0.30	ton/día	Vollebergh (1997)
	47.58	g/Km	1,950.34	Kg/día	17.17	Kg/día	1,967.50	Kg/día	1.97	ton/día	EPA (2004), Mobile México 6.2.
Compuestos orgánicos volátiles (VOC)	2.50	g/litro de diesel.	71.67	Kg/día	0.63	Kg/día	72.30	Kg/día	0.07	ton/día	Vollebergh (1997)
Hidrocarburos (HC)	3.57	g/Km	146.18	Kg/día	1.29	Kg/día	147.47	Kg/día	0.15	ton/día	EPA (2004), Mobile México 6.2.
Partículas (PM2.5)	0.63	g/Km	25.74	Kg/día	0.23	Kg/día	25.97	Kg/día	0.03	ton/día	EPA (2004), Mobile México 6.2.

5.2.2 Tratamiento y disposición final

De las cuatro alternativas de tratamiento y disposición final de RSU propuestas para su estudio en el presente trabajo, únicamente tres se aplican en México: el compostaje, el tratamiento mecánico biológico y la disposición final en rellenos sanitarios.

En relación a la incineración, existen antecedentes de su uso como opción para tratar RSU en el país, sin embargo, en la actualidad únicamente se utiliza para tratar residuos clasificados como peligrosos. Por ello, los datos para caracterizar y cuantificar las emisiones de esta alternativa están basados en plantas de incineración de la literatura internacional y se incluye información de una planta piloto que se operó en la Cd. de México para residuos sólidos y que a la fecha está en desuso.

5.2.2.1 Compostaje de residuos

La información relevante para caracterizar y estimar las emisiones asociadas al compostaje de residuos, básicamente corresponde a lo relacionado con el volumen de generación de residuos y su composición, así como de la cantidad de composta producida en las plantas que actualmente están en funcionamiento en el D.F., así como también los factores de emisión correspondientes.

Datos relevantes (GODF, 2010):

- RSU generados en total por los habitantes del Distrito Federal: 11,722 ton/día.
- 55.58 % del total de los RSU generados corresponde a la fracción orgánica.
- Residuos orgánicos generados por los habitantes del Distrito Federal: 6,515 ton/día.
- Residuos orgánicos tratados por compostaje en el D.F al 2008: 37,869 ton/año de residuos orgánicos, equivalente a 103.75 ton/día
- Composta producida por las plantas en el D.F al 2008: 10,857 ton/año, equivalente a 29.74 ton/día.
- Información técnica disponible en el anexo.

El balance resultante de entradas y salidas del compostaje de residuos se muestra en la figura 5.4:

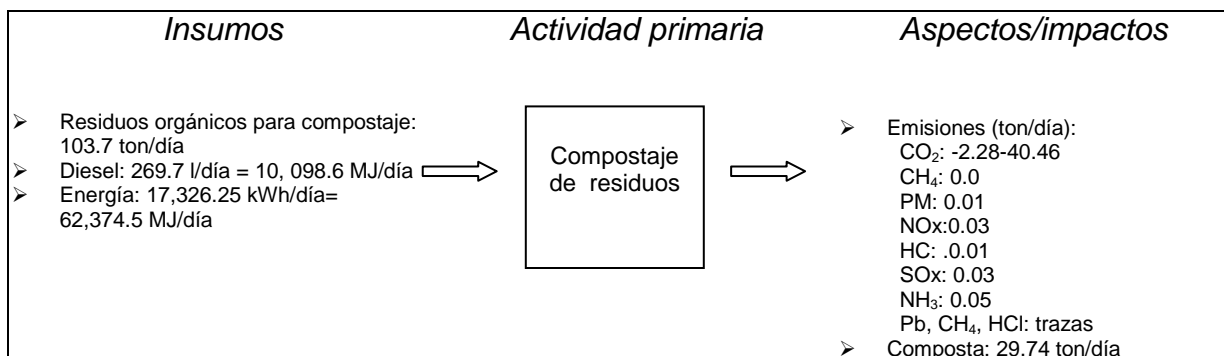


Fig. 5.4. Entradas y salidas del compostaje de RSU

Los resultados anteriores fueron obtenidos como se describe a continuación:

Los insumos de entrada de materia y energía para el compostaje de residuos, según la capacidad de tratamiento de las plantas existentes en el D.F., son los datos básicos para estimar el requerimiento total diario de diesel, como se muestra en la tabla 5.9, a través de la siguiente ecuación:

$$\mathbf{Re = Ro \times Rce}$$

Donde Re= requerimiento de energía por volumen de RSU tratados en litros de diesel o energía/ton de residuos, Ro= volumen de residuos orgánicos en ton/día y Rce= requerimiento promedio de combustible o energía en ton de residuos/día.

Tabla 5.9. Análisis de flujo de entrada de materiales y energía del compostaje de residuos.

ENTRADAS							
MATERIA							
	Cantidad	Unidades					Referencias de la información
Residuos orgánicos generados por habitantes del D.F	6,515.00	ton/día					GODF (2010), datos al 2010
Residuos orgánicos factibles de ser tratados por composteo en el D.F., (Ro)	103.75	ton/día					GODF (2010), datos al 2008
MATERIA/ENERGÍA							
			Requerimiento de energía por volumen de RSU tratados, $Re = Ro \times Rce$				Referencias de la información
			Cantidad	Unidad (litros de combustible o kWh de energía)	Cantidad	Unidad (MJ/día)	
Requerimiento promedio diario de combustible/tonelada de residuos, (Rce)	2.60	litros de diesel/ton de RSU tratados	269.75	Litros de diesel requeridos/ día	10,098.62	MJ/día	Komilis y Ham (2004); SENER (2010); PEMEX (2002)
Requerimiento promedio de energía/día por tonelada de residuos, (Rce)	29-167	Kwh/ton de RSU tratados	17,326.25	kWh de energía requerida/ día	62,374.50	MJ/día	Komilis y Ham (2004); Cengel et al.,(2003)
Consideraciones:							
Poder calorífico del Diesel (SENER,2010) =		5,952.00	MJ/bl				
1 barril (PEMEX, 2002) =		158.99	Litros				
1 kWh (Cengel et al., 2003) =	3600 KJ=	3.60	MJ				

Mientras que para la estimación del flujo de salida de emisiones del compostaje de residuos, se aplica la siguiente ecuación:

$$Ee = Ro \times Fe$$

Donde Ee = emisiones del compostaje, Ro= volumen de residuos orgánicos en ton/día (según la tabla de análisis de flujo de entrada de materiales y energía del compostaje) y Fe= factor de emisión que corresponda según el tipo de emisión, la tabla 5.10 presenta los resultados obtenidos.

Tabla 5.10. Análisis de flujo de salida de materiales y energía del compostaje de residuos.

SALIDAS											
MATERIA											
Emisiones estimadas: Ee = Ro x Fe	Emisiones estimadas EPA (2012)[1] /día		Emisiones estimadas Komilis y Ham, (2004)/día		Emisiones estimadas Jiménez (2012)/día		Emisiones estimadas Smith (2001)/día		Emisión estimada GODF(2012)		Emisiones estimadas Orta et al., (2009)
Emisiones GEI											
Dióxido de carbono (CO2)	4.15	tonCO2e/ día			1.76	ton CO2e/ día	- 2.70	tonCO2e/ día			
	20.75	tonCO2e/ día	40.46	tonCO2e/ día							
			2.28	tonCO2e/ día							
Metano (CH4)			0.00	tonCO2e/ día							
Otras emisiones											
Partículas PM total			0.01	ton/día							
Óxidos de nitrógeno (NOx)			0.03	ton/día							
Hidrocarburos (HC)			0.01	ton/día							
Óxido de azufre (SOx)			0.03	ton/día							
Amoniaco (NH3)			0.05	ton/día							
Plomo (Pb)			0.00	ton/día							
Cloruro de Hidrógeno (HCl)			0.00	ton/día							
Composta (producto del proceso)									29.74	ton/día	25.94 ton/día (ton de composta/ ton de residuos orgánicos)
Lixiviados			46,687.50								
ENERGÍA											
Energía útil	No hay generación de metano, energía útil= 0										
Consideraciones:											
[1] Los datos en unidades de MtCO2e incluyen las emisiones de CO2 y NH3											

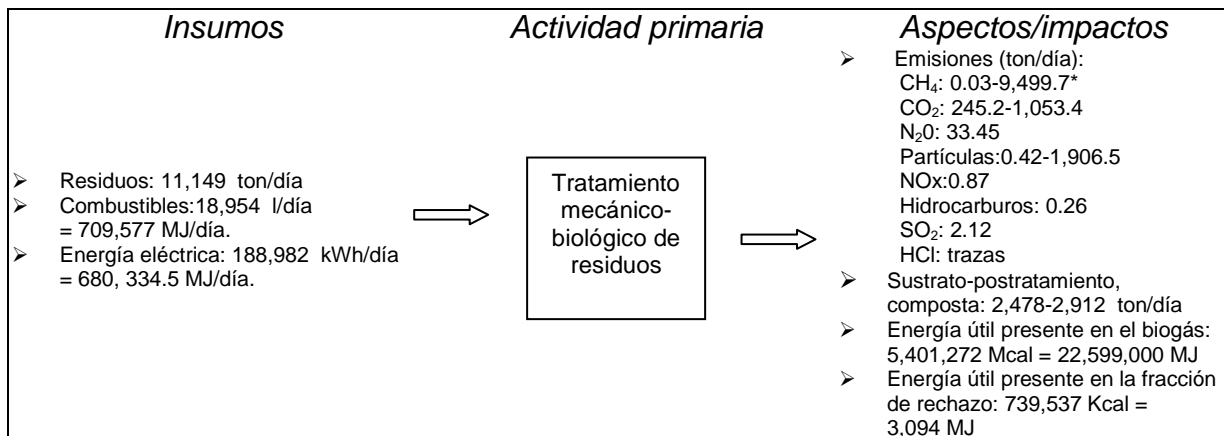
5.2.2.2 Tratamiento mecánico-biológico de residuos

La información más importante para estimar las emisiones asociadas al tratamiento mecánico biológico (TMB) de RSU residuos, al igual que en las otras alternativas, corresponde básicamente al volumen de generación y su composición. Se tomaron como referencia algunos datos de la planta de TMB existente en Nicolás Romero en el Edo. de México (Bio-sistemas sustentables S.A de C.V) y los factores de emisión e información disponibles en la literatura.

Datos relevantes (GODF, 2010):

- RSU generados en total por los habitantes del Distrito Federal: 11,722 ton/día
- RSU tratados por TMB: 11,149 ton/día.
- 55.58 % del total de los RSU corresponde a la fracción orgánica.
- Residuos orgánicos generados por los habitantes del Distrito Federal: 6,515 ton/día.
- Residuos RSU tratados en la planta de TMB: 11,149 ton/día.
- Información técnica disponible en el anexo.

El balance resultante de entradas y salidas del TMB de residuos se muestra en figura 5.5:



*La generación de metano (CH₄) dependerá de las condiciones del proceso de degradación aerobio (compostaje) o anaerobio (digestión anaerobia).

Fig. 5.5. Entradas y salidas del tratamiento mecánico-biológico de RSU

Los resultados anteriores fueron obtenidos como se describe a continuación:

Los insumos de entrada de materia y energía para el TMB, según los datos disponibles. Posteriormente, se estima el requerimiento total diario de diesel, a través de la siguiente ecuación, cuyos resultados se muestran en la tabla 5.12:

$$Re = Rot \times Rce$$

Donde Re = requerimiento de energía por volumen de RSU tratados en litros de diesel o energía/ton de residuos, Rot = volumen de residuos orgánicos (Ro) ó residuos tratados en la planta (Rt) en ton/día y Rce = requerimiento promedio de combustible o energía en ton de residuos/día

Tabla 5.12. Análisis de flujo de entrada de materiales y energía del tratamiento mecánico biológico de RSU.

ENTRADAS							
MATERIA							
	Cantidad	Unidad					Referencias de la información
RSU generados en total por los habitantes del Distrito Federal	11,722	ton/día					GODF (2010), datos al 2010
Fración orgánica presente en los RSU del D.F	55.58	% del total de RSU					GODF (2010), datos al 2010
Residuos orgánicos generados por habitantes del D.F	6,515.09	ton/día					GODF (2010), datos al 2010
Fración de rechazo presente en los RSU del D.F	5,206.91	ton/día					Estimado de datos de GODF (2010)
RSU tratados por TMB, (Rt)	11,149.37	ton/día					Bio-sistemas sustentables S.A de C.V
Residuos orgánicos (biodegradables) presentes en los RSU tratados, (Ro)	6,196.82	ton/día					Estimado con datos de Bio-sistemas sustentables S.A de C.V
Fración de rechazo presente en los RSU tratados	4,952.55	ton/día					Estimado con datos de GODF (2010)
Subproductos con potencial de reciclamiento presentes en la fracción de rechazo	2,263.32	ton/día					Estimado con datos de GODF (2010)
Subproductos con escaso valor en el mercado presentes en la fracción de rechazo	2,689.23	ton/día					Estimado con datos de GODF (2010)
MATERIA/ENERGÍA							
			Requerimiento de diesel/ energía por volumen de RSU tratados				Referencias de la información
			Cantidad	Unidad	Cantidad	Unidad	
Requerimiento promedio de combustible/día por tonelada de residuos, (Rce)	1.70	litros de diesel/ton de RSU tratados	18,953.93	Litros de diesel requeridos/día	709,577.32	MJ/día	Komilis y Ham (2004); SENER (2010); PEMEX (2002)
Requerimiento promedio de energía para tratamiento /día por tonelada de residuos, (Rce)	16.95	KWh/ton de RSU tratados	188,981.82	KWh de energía requerida/día	680,334.56	MJ/día	Reyes y Pérez (2012); Cengel et al.,(2003)
Consideraciones:							
La planta equivalente en infraestructura a la que se ubica en Nicolás Romero Edo. de Mex., proporciona tratamiento solo a residuos provenientes del D.F							
La composición de los RSU tratados es la misma que para los RSU del D.F.							
Poder calorífico del Diesel (SENER,2010) =			5,952.00	MJ/bl			
1 barril (PEMEX, 2002) =			158.39	Litros			
1 kWh (Cengel et al., 2003) =		3600 KJ=	3.60	MJ			

Los factores de emisión (Fe) utilizados para las estimaciones de la tabla anterior, presentan diferentes valores para el TMB de residuos según las fuentes de información consultadas, por ello se realizaron los cálculos con dichos datos para poder analizar los resultados. A continuación se presenta un resumen de los datos utilizados:

Tabla 5.14. Factores de emisión (Fe) del tratamiento mecánico biológico de residuos.

Factores de emisión para el TMB de residuos por tipo de emisiones (Fe), según diferentes fuentes de información.										
	Factores de emisión Smith (2001)		Factores de Emisión Komilis y Ham, (2004)		Factores de emisión López (1998)		Factor de emisión Poletto y Da Silva (2009)		Factor de emisión Orta et al (2009)	
Emisiones GEI										
Metano (CH ₄)	74.00	Kg CO ₂ e/ton de RSU	0.00	Kg/ton de residuos	0.07	ton de metano/ ton de residuos orgánicos				
Dióxido de carbono (CO ₂)			22.00	Kg/ton de residuos	0.17	ton de bióxido de carbono/ ton de residuos orgánicos				
Óxido nitroso (N ₂ O)	3.00	Kg CO ₂ e/ton de RSU								
Otras emisiones										
Partículas PM total	171.00	Kg /ton de RSU	0.04	Kg/ton de residuos						
Óxidos de nitrógeno (NO _x)			0.14	Kg/ton de residuos						
Hidrocarburos (HC)			0.02	Kg/ton de residuos						
Óxido de azufre (SO _x)			0.19	Kg/ton de residuos						
Cloruro de Hidrógeno (HCl)			0.00	Kg/ton de residuos						
Sustrato post-tratamiento (Composta)					0.47	ton de sustrato/ ton de residuos tratados			0.40	fracción restante despues del tratamiento
ENERGÍA										
Energía útil del metano presente en el biogas generado					11.94	M cal/Kg				
Energía útil presente en la fracción de rechazo							0.28	Kcal/Kg de RSU		

5.2.2.3 Incineración

La información más relevante para estimar las emisiones asociadas a la incineración de residuos, corresponde a la información relacionada con el volumen de generación total de residuos y su composición física específica. Se tomaron como referencia los datos disponibles del Gobierno del Distrito Federal y los factores de emisión e información existentes en la literatura.

Datos relevantes (GODF, 2010):

- RSU generados en total por los habitantes del Distrito Federal: 11,722 ton/día.
- RSU tratados por incineración: 11,149 ton/día.
- 55.58 % del total de los RSU corresponde a la fracción orgánica.

Composición física de los RSU:

- 55.58 % corresponde a la fracción orgánica.
- 20.30 % a subproductos con potencial de reciclamiento tales como el polietileno-tereftalato (PET), papel, cartón, vidrio transparente, plástico rígido, lata, vidrio de color, materiales ferrosos y aluminio.
- 24.12 % de subproductos con escaso valor en el mercado.
- El peso volumétrico estimado es de 143.5 kg/m³.
- Información técnica disponible en el anexo.

El balance resultante de entradas y salidas de la incineración de residuos se muestra en figura 5.6:

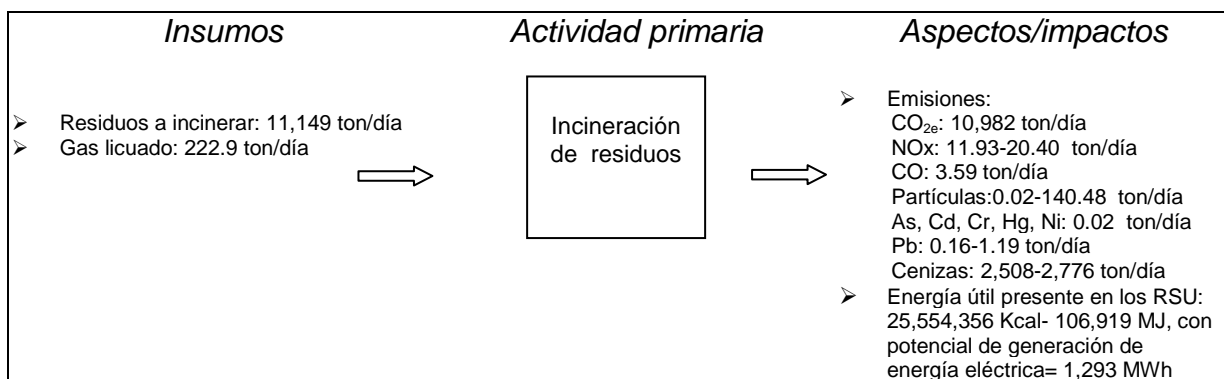


Fig. 5.6. Entradas y salidas de la incineración de RSU

Los resultados del balance anterior fueron obtenidos como se describe a continuación:

Con los insumos de entrada de materia y energía para la incineración de residuos, se estima el requerimiento total diario de combustibles o energía, como se muestra en la tabla 5.15, a través de la siguiente ecuación:

$$Re = Ri \times Rce$$

Donde Re= requerimiento de energía por volumen de RSU incinerados en energía/ton de residuos, Ri= volumen de residuos a incinerar en ton/día y Rce= requerimiento promedio de combustible o energía por ton de residuos/día

Tabla 5.15. Análisis de flujo de entrada de materiales y energía de la incineración de RSU.

ENTRADAS						
MATERIA						
	Cantidad	Unidad				Referencias de la
RSU generados en total por los habitantes del Distrito Federal	11,149.37	ton/día				GODF (2010), datos al 2010
Fración orgánica presente en los RSU del D.F.	55.58	% del total de RSU				GODF (2010), datos al 2010
Residuos orgánicos generados por habitantes del D.F.	6,196.82	ton/día.				GODF (2010), datos al 2010
Fración de rechazo presente en los RSU del D.F.	4,952.55	ton/día				Estimado de datos de GODF (2010)
Subproductos con potencial de reciclamiento presentes en la fracción de rechazo	2,263.32	ton/día				Estimado de datos de GODF (2010)
Subproductos con escaso valor en el mercado presentes en la fracción de rechazo	2,689.23	ton/día				Estimado de datos de GODF (2010)
ENERGÍA						
			Requerimientos por volumen de residuos tratados. (Rce)			Referencias de la información
			Cantidad	Unidad	Cantidad	Unidad
Requerimiento promedio diario de energía o combustible/ton de residuos sin separación previa (Ri)	20.00	Kg gas/ tonelada de residuos	222.99	ton/día	11,144,361.77	MJ/día

Consideraciones:						
Los RSU a incinerar están mezclados.						
Se requiere gas licuado como combustible auxiliar para la incineración de acuerdo a lo propuesto por Schuster (1999).						
La composición de los RSU a incinerar es equivalente a los RSU del D.F.						
Poder calorífico del gas licuado (SENER,2010) =		4,251.00		MJ/bl		
1 barril (PEMEX, 2002) =		158.99		Litros		
Densidad gas licuado (REPSOL, 2006) =		0.54		g/cm ³ =	535.00	Kg/m ³
Precio promedio del gas LP a Enero de 2013, (SENER, 2013).		11.89		Pesos/Kg		
1kWh (Cengel et al., 2003) =	3600 KJ=	3.60		MJ		

Para la estimación del flujo de salida de emisiones de la incineración de residuos, se aplica la siguiente ecuación:

$$E_e = R_o \times F_e$$

Donde E_e = emisiones de la incineración, R_o = volumen de residuos orgánicos (Ro) en ton/día (según la tabla de análisis de flujo de entrada de materiales y energía de la incineración) y F_e = factor de emisión que corresponda según el tipo de emisión. Los resultados se presentan a continuación en la tabla 5.16:

Tabla 5.16. Análisis de flujo de salida de materiales y energía de la incineración de RSU.

SALIDAS									
Emisiones estimadas: $E_e = R_o \times F_e$	Emisiones estimadas /día, Trozzi et al.,		Emisiones estimadas /día, EPA (2001)		Emisiones estimadas /día, Schuster (1999)	Emisiones estimadas /día, Orta et al. (2009)	Estimaciones/día, Poletto y Da Silva (2009)		
MATERIA									
Emisiones GEI									
Dióxido de carbono (CO₂)	-	ton CO ₂ e	10,982.13	ton CO ₂ e					
Otras emisiones									
Óxido de nitrógeno (NO_x)	11.93	ton	20.40	ton					
Monóxido de carbono (CO)	0.00	ton	3.59	ton					
Partículas (PM 2.5)	0.02	ton	140.48	ton					
Partículas (PM 10)	0.01	ton							
Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Mercurio (Hg), Niquel (Ni)	0.005-0.05	ton	0.02	ton					
Plomo (Pb)	0.16	ton	1.19	ton					
Cenizas					2,776.19	ton	2,508.61	ton	
ENERGÍA									
Energía útil presente en los RSU a incinerar sin separación previa								25,554,356	Kcal
Energía útil presente en los RSU a incinerar solo fracción de rechazo sin valor comercial								739,537.71	Kcal
Potencial de generación de energía eléctrica					1,293.33	MWh			
Consideraciones:									
Para las estimaciones se considera la incineración del volumen total generado en el D.F/día, menos lo generado en la CEDA.									
Según Trozzi et al., (2013) las emisiones de CO ₂ varían en función de los tipos de los equipos de combustión que se utilicen, mientras que el CO se considera como indicador de la eficiencia de combustión.									
Para las estimaciones de contaminantes se consideraron los factores de emisión de Trozzi et al., (2013) porque integran el uso de tecnologías de abatimiento estándar en plantas de incineración de residuos, mientras que la EPA considera la generación total de contaminantes antes de aplicar tecnologías de control.									

Los factores de emisión (Fe) utilizados para las estimaciones de la tabla anterior, presentan diferentes valores para la incineración de residuos según las fuentes de información consultadas y se realizan los cálculos con dichos datos para poder analizar los resultados. A continuación en la tabla 5.17 se presenta un resumen de los mismos:

Tabla 5.17. Factores de emisión (Fe) para la incineración de residuos.

Factores de emisión para la incineración de residuos por tipo de emisiones (Fe), según diferentes fuentes de información.										
	Factores de emisión Trozzi et al., (2013)		Factores de emisión EPA (2001)		Factores de emisión Schuster (1999)		Factores de emisión Orta et al.,(2009)		Factores de emisión Poletto y Da Silva (2009)	
MATERIA										
Emisiones GEI										
Dióxido de carbono (CO2)	-	ton CO2 e/ton de RSU	985.00	Kg/ton de RSU						
Otras emisiones										
Óxido de nitrógeno (NOx)	1.07	Kg/ton de RSU	1.93	Kg/ton de RSU						
Monóxido de carbono (CO)	0.04		0.32	Kg/ton de RSU						
Partículas (PM)	0.00	Kg/ton de RSU	12.60	Kg/ton de RSU						
	0.00	Kg/ton de RSU								
Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Mercurio (Hg), Niquel (Ni)	0.0046-0.024	Kg/ton de RSU	0.00	Kg/ton de RSU						
Plomo (Pb)	0.06	Kg/ton de RSU	0.11	Kg/ton de RSU						
Cenizas					249.00	Kg/ton de RSU	0.23	10-35% cenizas restantes respecto al volumen de residuos incinerados		
ENERGÍA										
Energía útil presente en los RSU a incinerar sin separación previa									2.29	Kcal/Kg de RSU
Energía útil presente en los RSU a incinerar solo fracción de rechazo, sin valor comercial									0.28	Kcal/Kg de RSU
Potencial de generación de energía eléctrica					116.00	KWh/ ton de RSU				

5.2.2.4 Disposición final de residuos en relleno sanitario.

La información más relevante para estimar las emisiones asociadas a la disposición de residuos en un relleno sanitario, corresponde a lo relacionado con el volumen de generación total de residuos, su composición y su tratamiento previo. Se tomaron como referencia los datos disponibles del Gobierno del Distrito Federal, del Gobierno Federal y los factores de emisión e información existentes en la literatura.

Datos relevantes (GODF, 2010):

- RSU generados en total por los habitantes del Distrito Federal: 11,722 ton/día.
- La mayor parte de los RSU en México 64 y 62% en el 2010 y 2011 respectivamente, se depositaron en un relleno sanitario (AEQIG, 2011)
- 55.58 % del total de los RSU generados corresponde a la fracción orgánica.
- Residuos orgánicos generados por los habitantes del Distrito Federal: 6,515 ton/día.
- Residuos orgánicos tratados en el D.F al 2008: 37,869 ton/año de residuos orgánicos, equivalente a 103.75 ton/día
- Información técnica disponible en el anexo.

El balance resultante de entradas y salidas de la disposición de residuos en un relleno sanitario se muestra en figura 5.7:

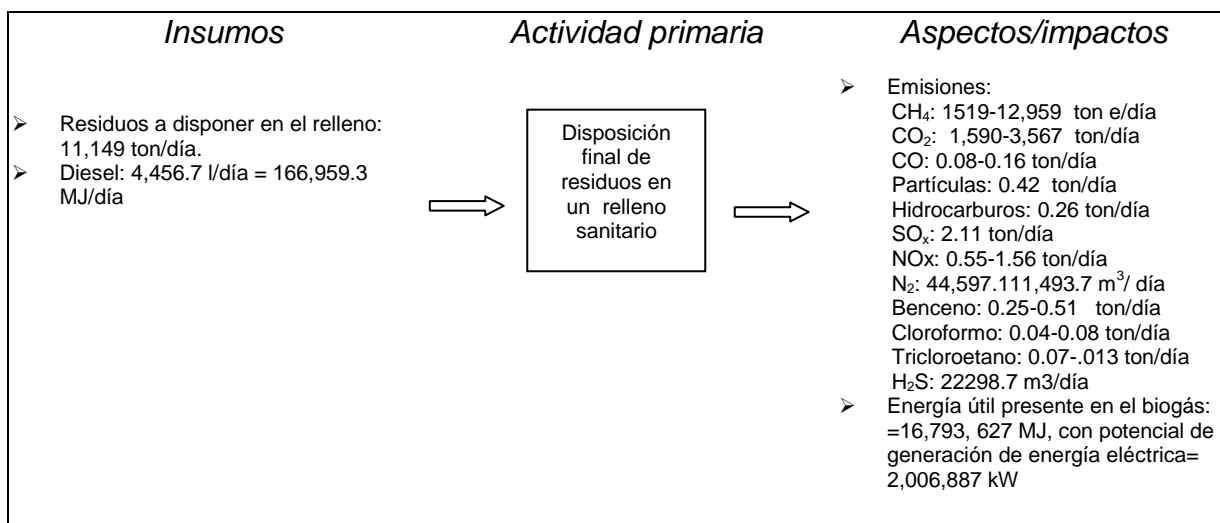


Fig. 5.7. Entradas y salidas de la disposición final de RSU en un relleno sanitario

Los resultados del balance anterior fueron obtenidos como se describe a continuación:

Los insumos de entrada de materia y energía para la disposición de residuos en un relleno sanitario, según los datos disponibles. Posteriormente, se estima el requerimiento total diario de diesel, como se presenta en la tabla 5.17, a través de la siguiente ecuación:

$$Re = Rr \times Rce$$

Donde Re= requerimiento de energía por volumen de RSU depositados en un relleno sanitario en litros de diesel o energía/ton de residuos, Rr= volumen de residuos depositados en ton/día y Rce= requerimiento promedio de combustible o energía por ton de residuos/día.

Tabla 5.17. Análisis de flujo de entrada de materiales y energía de la disposición final de residuos en un relleno sanitario.

ENTRADAS							
MATERIA							
	Volumen de residuos	Unidad					Referencias de la información
RSU generados en total por los habitantes del Distrito Federal	11,722.00	ton/día					GODF (2010), datos al 2010
Residuos orgánicos generados por habitantes del D.F	6,564.32	ton/día					GODF (2010), datos al 2010
Residuos orgánicos tratados en el D.F	103.75	ton/día					GODF (2010), datos al 2011
Residuos separados para su reciclaje	468.88	ton/día					Estimado con datos de AEQIG (2011)
Residuos depositados en un relleno sanitario, (Rr)	11,149.37	ton/día					Estimado con datos de GODF (2010)
ENERGÍA							
			Requerimiento de diesel/ energía por volumen de RSU, (Rce)				Referencias de la información
			Cantidad	Unidad	Cantidad	Unidad	
Requerimiento promedio de energía o combustible/día por tonelada de residuos, (Re)			4,459.75	litros Diesel /día	166,959.37	MJ/día	Komilis y Ham (2004); SENER (2010); PEMEX (2002);
Consideraciones:							
Se supone que la cantidad de residuos orgánicos tratados entre 2008 y 2013 se mantiene constante							
La composición de los RSU a incinerar es equivalente a la de los RSU del D.F.							
Se considera que el 4% de los RSU se recicla, de acuerdo a la media nacional.							
Consumo de combustible estimado de un tractor 0.40 litros de Diesel /ton de RSU							
Poder calorífico del Diesel (SENER,2010)							
=		5,952.00	MJ/bi				
1 barril (PEMEX, 2002) =		158.99	Litros				

Para la estimación de GEI de un relleno sanitario, que representan el 95% del total de emisiones generadas por esta alternativa, en el presente trabajo se utilizó el Modelo Mexicano para la producción de biogás Versión 2.0, por considerar que es el más adecuado debido a que considera información específica del clima, caracterización de residuos y datos sobre el biogás de sitios representativos en México (EPA,2009) y se tomó como referencia el relleno sanitario de Bordo Poniente por haber sido el sitio donde por casi 27 años y hasta finales del 2011 se depositaron los residuos de la Cd. de México. Respecto a las emisiones de otros contaminantes que no son GEI se utilizaron datos reportados a nivel global. Los resultados de dichas estimaciones se presentan a continuación en la tabla 5.18:

Tabla 5.18. Análisis de flujo de salida de materiales y energía de la disposición final de residuos en un relleno sanitario

SALIDAS													
Emisiones estimadas: Ee= Rr x Fe	Emisiones estimadas /día, EPA (2001)		Emisiones estimadas /día, Kiss (2006)		Emisiones estimadas /día, Smith (2001)		Emisiones estimadas Komilis y Ham, (2004)/día		Emisiones estimadas /día, Miranda y Halle (1997)			Estimaciones con datos de Jimenez (2013)	
	Con recuperación de CH4	Sin recuperación de CH4	Unidades										
MATERIA													
Emisiones GEI													
Metano (CH4)	1,226,430.70	m3	10,021,053.76	ton CO2e	7,938.35	ton CO2e	0.00	ton	1,519.31	12,959.47	ton CO2e		
			15,031,580.63	ton CO2e									
Dióxido de carbono (CO2)	891,949.60	m3	477,193.04	ton CO2e	3,567.80	ton CO2e	245.29	ton	2,192.52	1,590.96	ton CO2e		
			596,491.30	ton	5,128.71	ton CO2e							
Otras emisiones													
Monóxido de carbono (CO)									0.08	0.16	ton		
Partículas PM total							0.42	ton					
Hidrocarburos (HC)			0.26	ton									
Óxido de azufre (SOx)							2.12	ton					
Óxido de nitrógeno (NOx)							1.56	ton	0.55	-	ton		
Nitrógeno (N2)			77.93	ton									
Benceno									0.25	0.51	ton		
Cloroformo									0.04	0.08	ton		
1,1,1 Tricloroetano									0.07	0.13	ton		
Sulfuro de hidrógeno (H2S)			31.22	ton									
ENERGÍA													
Energía contenida en el biogas generado	23,091.24	GJ							53.47	456.08	GJ		
Potencial de generación de energía eléctrica												2,006.89	Mw

Los factores de emisión (Fe) utilizados para las estimaciones, además los estimados con el *Modelo Mexicano para la producción de biogás*, presentan diferentes valores para la disposición de residuos en un relleno sanitario, mismos que se muestran en la tabla 5.19:

Tabla 5.19. Factores de emisión (Fe) de la disposición de residuos en un relleno sanitario

Factores de emisión para la disposición final de residuos por emisiones (Fe), según diferentes fuentes de información.												
	Factores de emisión EPA (2001)		Factores de emisión Kiss (2006)		Factores de emisión Smith (2001)		Factores de emisión Komilis y Ham, (2004)		Factores de emisión Miranda y Halle (1997)			Factores de emisión, s Jimenez (2013)
		% en volumen		% en volumen		ton CO2 e/ton de RSU		Kg/ton de residuos	Con recuperación de CH4	Sin recuperación de CH4	Unidades	
Emisiones GEI												
Metano (CH4)	55.00	% en volumen	40.00	% en volumen	0.71	ton CO2 e/ton de RSU	0.00	Kg/ton de residuos	14.42	123.00	Lb/ton de RSU	
			60.00	% en volumen								
Dióxido de carbono (CO2)	40.00	% en volumen	40.00	% en volumen	0.32	ton CO2 e/ton de RSU	22.00	Kg/ton de residuos	437.00	317.10	Lb/ton de RSU	
			50.00	% en volumen	0.46	ton CO2 e/ton de RSU						
Otras emisiones												
Monóxido de carbono (CO)									0.02	0.03	Lb/ton de RSU	
Partículas PM total							0.04	Kg/ton de residuos				
Hidrocarburos (HC)			0.02	Kg/ton de residuos								
Óxido de azufre (SOx)							0.19	Kg/ton de residuos				
Óxido de nitrógeno (NOx)							0.14	Kg/ton de residuos	0.11	-	Lb/ton de RSU	
Nitrógeno (N2)	5.00	% en volumen	2.00									
			3.00									
Cloroformo	Trazas								0.01	0.02	Lb/ton de RSU	
1,1,1 Tricloroetano	Trazas								0.01	0.03	Lb/ton de RSU	
Sulfuro de hidrógeno (H2S)	Trazas		1.00									
ENERGÍA												
Energía contenida en el biogás generado												
Potencial de generación de energía eléctrica												180.00 kW /ton de RSU

5.3. Estimación de costos por los impactos ambientales y socio-económicos (etapa 3).

La estimación de costos asociados a los impactos del manejo de los RSU se basa en la lista de emisiones integrada en la etapa de inventario de ciclo de vida (ICV) de la sección previa. Posteriormente, una vez que se identificaron las emisiones resultantes de cada una de las alternativas estudiadas, según su de ciclo de vida y sus correspondientes flujos de materiales y energía, se realizan los cálculos para cuantificar las emisiones. Con estos resultados, se hace posible la valoración de costos por los impactos en dos dimensiones: ambientales y económico-sociales, que se desarrolla en esta sección.

Las emisiones encontradas en el ICV, para su valoración, se pueden dividir en dos tipos: emisiones GEI, cuyo impacto adverso está asociado directamente al calentamiento global, y en otras emisiones cuya carga ambiental está relacionada con impactos tales como: lluvia ácida, eutroficación, etc. Como se presenta a continuación:

Tabla 5.20. Emisiones contaminantes e impactos ambientales asociados.

Emisión	Impacto ambiental asociado
GEI	
CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O (CO ₂ e)	calentamiento global
Otras emisiones	
SO ₂ e	acidificación
PO ₄ e	eutroficación
NO _x	neblina tóxica (summer smog)
PM _{2.5}	daños al sistema respiratorio
Zn e	ecotoxicidad

Fuente: Basado en Eco-costs of emissions, Delft University of Technology (2013).

Dicha división se orienta a cumplir con los objetivos planteados para la presente investigación y toma en consideración las limitantes existentes sobre la disponibilidad de datos.

5.3.1 Estimación de costos por los impactos ambientales.

En el caso de la Ciudad de México, como se menciona en el capítulo 4 en la metodología de evaluación, los eco-costos de los RSU pueden ser estimados tomado en consideración tres tipos de costos, tal como lo describe Vogtländer (2010b): por mitigación, energía y agotamiento de los recursos naturales;

Una vez obtenidos dichos costos, se suman sus resultados para obtener los eco-costos para la etapa o alternativa de que se trate. Cabe aclarar, que estas

estimaciones corresponden a los datos de emisiones y costos de México, con base en la siguiente ecuación:

Eco-costos para México=Costos de la energía y combustible para el transporte de residuos + Costos por agotamiento de recursos no renovables + Costos de mitigación de GEI.

A continuación se presentan un resumen sobre la estimación de cada tipo de costos y los resultados obtenidos:

Costos de mitigación de emisiones GEI y otras emisiones asociadas al tratamiento de RSU. Para México, solo se cuenta con una curva de mitigación de emisiones GEI específica, mientras que para estimar los costos correspondientes al resto de las emisiones no se cuenta con curvas de mitigación válidas para las condiciones de México, sin embargo, se pueden utilizar los eco-costos desarrollados para Europa como valores de referencia acerca de su magnitud.

De acuerdo con las estimaciones del Centro Mario Molina (2008), el costo promedio de mitigación de GEI al 2030 es de 2 dólares/ton de CO_{2e}. Mientras que las estimaciones al 2013 indican que los costos de abatimiento de GEI entre 2011 y 2015 serán de 7,300 millones de dólares (del año 2000), como se muestra en las siguientes figuras 5.8 y 5.9:

Annual financial flows during each 5-year period,
US\$ billion (real 2000)



* Represented by gross fixed capital formation

Note: General assumptions: discount rate 4 percent; oil price US\$62/barrel in 2030

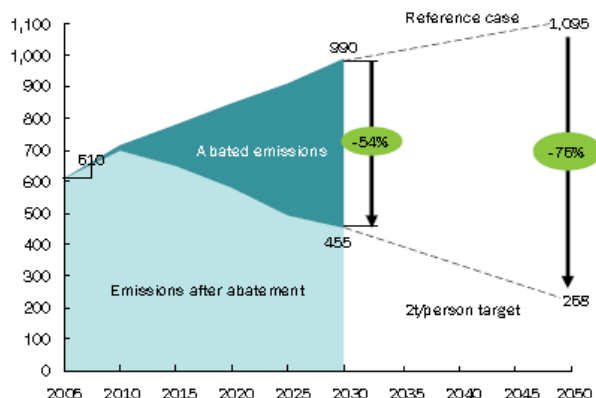
Source: Global Insight; McKinsey GHG abatement cost curve v2.0; McKinsey analysis

Fig. 5.8. Costos de inversión y operativos de abatimiento

Fuente: Centro Mario Molina, (2008),

También se estima que las emisiones totales de GEI en México al 2013 son de aprox. 750 MtonCO₂e por año, como se muestra en la siguiente figura 5.9:

Total greenhouse gas emissions,
MtCO₂e



Source: IEA World Energy Outlook 2007 (unpublished Annex); Houghton unpublished emissions data; EPA and INEGI non-CO₂ emissions database; McKinsey GHG abatement cost curve v2.0; McKinsey analysis

Fig.5.9. Crecimiento bajo en carbono para México.

Fuente: Centro Mario Molina, (2008),

Conforme a los datos anteriores y las figuras 5.8 y 5.9, se estima que el costo promedio de mitigación de GEI (CM) al 2013 es de 9.7 dólares/ ton de CO₂e. Con dicha información, se pueden estimar los costos de mitigación de las ton/día de GEI asociadas a cada etapa y alternativa de manejo de RSU (XGEI) del presente trabajo de investigación, basado en los resultados obtenidos en el análisis de inventario. La ecuación para estimar que el costo promedio de mitigación de GEI es la siguiente:

Costo de mitigación por etapa o alternativa (pesos)= XGEI (Ton CO₂e) * CM (dólares/ Ton CO₂e)* Tipo de cambio en la fecha de referencia (pesos/dólar).

A continuación, como ejemplo, en la tabla 5.21 se presentan el cálculo de los costos de mitigación asociadas a la recolección y barrido de residuos, más adelante de forma resumida se encuentran los resultados estimados para el transporte, compostaje, tratamiento mecánico biológico, incineración y disposición de residuos en un relleno sanitario.

Tabla 5.21. Ejemplo de la estimación de los costos de mitigación de las emisiones asociadas a la recolección y barrido, transporte de residuos

SALIDAS		Total de emisiones de recolección y barrido, Et = E1+E2+E3, (ton/día)		Valoración de costos de mitigación*	
MATERIA					
Emisiones GEI				Cantidad (pesos al 2013)	Unidad
Dióxido de carbono (CO2)	1.86	ton CO2/día		83,833.11	pesos/año
Metano (CH4)	0.63	ton de CO2e/ día		28,509.08	pesos/año
Óxido nitroso (N2O)	0.04	ton de CO2e/ día		1,676.66	pesos/año

Costos de la energía, como ya se mencionó en el capítulo 4, la estimación de energía eléctrica y calorífica requerida para el tratamiento y transporte de los residuos considera los precios oficiales por kWh de energía (Pe) ó los correspondientes a los combustibles en México (Pd) en pesos por litro de combustible, según sea el caso, y los requerimientos de energía que se estimaron como parte de las entradas en cada etapa y alternativa (Re). La ecuación para su realizar dicha estimación se presenta a continuación:

$$\text{Costo de la energía} = \text{Re (KWh)} * \text{Pe (pesos/kWh)}$$

$$\text{ó}$$

$$= \text{Re (litros de combustible)} * \text{Pd (pesos/litro de combustible)}.$$

Un ejemplo de dicho cálculo se muestra a continuación en la tabla 5.22:

Tabla 5.22. Ejemplo de la estimación de los costos de la energía y combustible del transporte de residuos

ENTRADAS	Cantidad	Unidad		Valoración de costos de la energía y combustible para el transporte de residuos	
MATERIA/ENERGÍA					
Requerimiento total de diesel por recolección y transporte de RSU	2,420.94	Litros de diesel/día	Total	27,356.65	Pesos del 2013/día
Consideraciones:					
*Se considera un edad promedio de la flota de 20 años, equivalente al modelo 1993.					
*Rendimiento promedio de combustible					
	1.91	Km/l de Diesel	Fuente: Mobile México 6.2.		
Poder calorífico del Diesel (SENER,2010)=		5,952.00	MJ/bl		
1barril (PEMEX, 2002) =		158.99	litros		
1kWh (Cengel et al., 2003) =	3600 KJ=	3.60	MJ		
Precio del Diesel, enero de 2013.	11.30	Pesos/litro			

Agotamiento de los recursos naturales, este concepto teórico fue planteado en el modelo de Eco-costos (TU Delf, 2012), se basa en obtener una estimación sobre el costo económico de sustituir el uso de los recursos no renovables, en este caso los combustibles fósiles que son requeridos para realizar una actividad concreta, por otras fuentes alternativas de energía renovable disponibles actualmente en México.

Para su estimación se consideraron las estimaciones de la Secretaría de Energía en México en relación a las tecnologías disponibles comercialmente para generar energía a través de fuentes alternativas. Se tomaron como referencia las alternativas de aprovechamiento de energía termosolar y las celdas solares cuyos costos de generación oscilan entre 0.1 y 0.4 dólares por kWh respectivamente, los requerimientos de energía o de diesel (Rd), el poder calorífico del diesel (Pd) y los factores de conversión correspondientes para energía (Fe) y la cotización de peso frente al dólar (Cpd). La ecuación utilizada se presenta continuación.

$$\text{Costos por agotamiento de recursos naturales} = \text{Rd (Litros/día)} * \text{Pd (MJ/litro)} * \text{Fe (MJ/ kWh)} * \text{Cpd (pesos/dólar)}$$

Un ejemplo de la estimación realizada para valorar los costos por el agotamiento de recursos asociadas a la recolección y transporte de residuos, se muestra en la tabla 5.23:

Tabla 5.23. Ejemplo de la estimación de los costos por el agotamiento de recursos de las emisiones asociadas a la recolección y transporte de residuos

ENTRADAS	Cantidad	Unidad		Costos por agotamiento de recursos no renovables	
MATERIA/ENERGÍA					
Requerimiento total de diesel por recolección y transporte de RSU	2,420.94	Litros de diesel/día	Total	63,946.41	Pesos del 2013/día
Consideraciones:					
*Se considera una edad promedio de la flota de 20 años, equivalente al modelo 1993.					
*Rendimiento promedio de combustible					
	1.91	Km/l de Diesel	Fuente: Mobile México 6.2.		
Poder calorífico del Diesel (SENER,2010)=		5,952.00	MJ/bl		
1 barril (PEMEX, 2002) =		158.99	litros		
1kWh (Cengel et al., 2003) =	3600 KJ=	3.60	MJ		
Precio del Diesel, enero de 2013.	11.30	Pesos/litro			
Costo de generación de energía tecnología termosolar, excepto costos de inversión. SENER (2005).	0.20	(valor de 2.0 a 0.25), dólares/kWh.			
Costo de generación de energía celdas solares, excepto costos de inversión. SENER (2005).	0.10 a 0.40	dólares/kWh.			
Valor de referencia cotización dólar a marzo de 2013	12.70	pesos/ dólar			

En relación a la estimación de eco-costos de las emisiones de México pero utilizando los valores de referencia del modelo de Eco-costos (TU Delf, 2012) válidos para Europa, su obtención es más sencilla, pues solo debe aplicarse la siguiente ecuación:

$$\text{Eco-costos (TU Delf, 2012), pesos/día} = (\text{Ex1} * \text{Cmx1}) + (\text{Ex2} * \text{Cmx2}) + \dots$$

Donde,

Ex = a las emisiones en toneladas,

Cmx = costos marginales de prevención para cada emisión, se obtienen de la base de datos de eco-costo.

Su estimación se realizó con la intención de contar con valores de referencia para poder analizar los resultados obtenidos en la presente investigación en el rubro de costos ambientales, con la información de emisiones de México para cada etapa y alternativa de tratamiento de residuos, también se realizó la estimación de eco-costos siguiendo el modelo y los valores de Eco-costos de la TU Delf (2012), como se presenta en la Tabla 5.28. Si bien las condiciones económicas, ambientales y sociales entre México y Europa son muy distintas, se estimaron los costos de los impactos ambientales (eco-costos) por las emisiones asociadas a los RSU con valores de México y los eco-costos considerando valores válidos para Europa. Ello permitió comparar órdenes de magnitud de las estimaciones resultantes. La corrección de eco-costos válidos para países de Europa del este, aplicados a México ya fueron estimados en el trabajo de Morales *et al.*, (2013).

A continuación se muestra un ejemplo del cálculo para la etapa de transporte de residuos:

Tabla 5.24. Ejemplo de la estimación de eco-costos de las emisiones asociadas al transporte de residuos

Etapa: Transporte de RSU hasta la estación de transferencia							
SALIDAS	Total de emisiones de recolección y barrido, Et = E1+E2+E3, (ton/día)				Eco-costos de las emisiones contaminantes (TU Delf, 2012)		Categoría de impacto
MATERIA							
Emisiones GEI					Eco-costos: costos marginales de prevención (Euros/ton)	Eco-costos de las emisiones totales (Euros/día)	
Dióxido de carbono (CO2)	1,858.05	KgCO2/día	1.86	ton CO2/día	135.00	250.84	GEI
	2,931.59	KgCO2/día	2.93	ton CO2/día			
	6,633.38	KgCO2/día	6.63	ton CO2/día			
Metano (CH4)	631.87	Kg de CO2e/día	0.63	ton de CO2e/día	3,380.00	101.70	GEI
Óxido nitroso (N2O)	631.87	Kg de CO2e/día	0.63	ton de CO2e/día			
	37.16	Kg de CO2e/día	0.04	ton de CO2e/día	5,740.00	0.69	Neblina Tóxica/ summer smog
Otras emisiones							
Compuestos orgánicos volátiles (VOC)	6.05	Kg/día	0.01	ton/día	5,740.00	34.74	Neblina Tóxica/ summer smog
Hidrocarburos (HC)	12.96	Kg/día	0.01	ton/día	2,730.00	35.37	Neblina Tóxica/ summer smog
Monóxido de carbono (CO)	631.87	Kg/día	0.63	ton/día			
	55.60	kg /día	0.06	ton /día	260.00	14.46	Neblina Tóxica/ summer smog
Dióxido de azufre (SO2)	8.23	Kg/día	0.01	ton/día	8,250.00	67.91	Acidificación
Óxidos de nitrógeno (NOx)	23.29	Kg/día	0.02	ton/día			
	71.73	Kg/día	0.07	ton/día	5,740.00	411.75	Neblina Tóxica/ summer smog
Partículas (PM2.5)	0.11	Kg/día	0.00011	ton/día	4,466.00	0.51	Contam. aire, polvo fino
					Eco-costos-totales, Euros/día	917.96	
					Eco-costos-totales, pesos/día	15,605.25	

Cabe mencionar, que en la tabla anterior el último paso de la estimación consiste en convertir los eco-costos totales que resultaron para las emisiones asociadas al transporte de Euros/día a pesos/por día.

A continuación se muestran los resultados de la estimación de eco-costos, obtenidos según datos de emisiones y costos de México y la aplicación del modelo propuesto por la TU Delf (2012), para la etapa de Recolección-transporte de RSU en la Ciudad de México:

Etapa: Recolección-transporte de RSU en la Ciudad de México

Tabla 5.25. Eco-costos de la recolección y transporte de RSU en la Ciudad de México

Costos totales de la recolección y transporte de RSU, Cd. de México al 2013*.		
Mitigación de GEI	4,920.76	pesos/día
Energía y combustible para el transporte de residuos	354,133.68	pesos/día
Agotamiento de recursos no renovables	827,790.59	pesos/día
TOTAL	1,186,845.04	pesos/día
* Estimaciones según datos de emisiones y costos de México.		
Se incluyen: Costos de la energía y combustible para el transporte de residuos + Costos por agotamiento de recursos no renovables + Costos de mitigación de GEI.		
Todos los costos están calculados en pesos del 2013.		

Como ya se mencionó antes, también se realizó la estimación de eco-costos siguiendo el modelo y los valores de Eco-costos (TU Delf, 2012) con la información de emisiones de México para cada etapa y alternativa de tratamiento de residuos planteada, como se muestra en la tabla 5.26, ello permite contar con valores de referencia para poder analizar las estimaciones resultantes.

Tabla 5.26. Eco-costos de la recolección y transporte de RSU en la Ciudad de México con la aplicación del modelo de Eco-costos (TU Delf, 2012),

Eco-costos de la recolección y transporte de RSU, Cd. de México, según valores aplicables a Europa (TU Delf, 2012)	
330,449.03	pesos/día

* Estimaciones según datos de emisiones de México y la aplicación del modelo de Eco-costos (TU Delf, 2012).

Se incluyen: Costos de la energía y combustible para el transporte de residuos + Costos por agotamiento de recursos no renovables + Costos de mitigación de las emisiones contaminantes

Todos los costos están calculados en pesos del 2013.

Al seguir los mismos pasos antes descritos para calcular los eco-costos de la recolección y transporte de RSU en la Ciudad de México, también se estiman los correspondientes a las alternativas de tratamiento y disposición final de RSU en la Cd. de México. A continuación se muestran los resultados:

Tabla 5.27. Eco-costos de las alternativas de tratamiento y disposición final de RSU en la Cd. de México.

Eco-costos , Cd. de México al 2013, (pesos/día)				
Alternativa	Mitigación de GEI	Energía y combustible para el transporte y tratamiento de residuos	Agotamiento de recursos no renovables	TOTAL
Compostaje	5,284	27,305	14,250	46,839
TMB	196,297	478,754	2,282,340	2,957,392
Incineración	1,357,538	2,651,320	9,828,708	13,837,566
Relleno Sanitario	739,214,499	50,395	117,799	739,382,693
* Estimaciones según datos de emisiones y costos de México.				
Se incluyen: Costos de la energía y combustible para el transporte de residuos + Costos por agotamiento de recursos no renovables + Costos de mitigación de GEI.				

Todos los costos están calculados en pesos del 2013.

De igual manera, se estimaron los eco-costos para las mismas emisiones de las alternativas de tratamiento y disposición final de los RSU de la Cd. de México, con la aplicación del modelo de Eco-costos (TU Delf, 2012). Los resultados son los siguientes:

Tabla 5.28. Eco-costos de las alternativas de tratamiento y disposición final de RSU en la Cd. de México con el modelo de TU Delf (2012).

Eco-costos , con el modelo de TU Delf (2012), (pesos/día)	
Alternativa	TOTAL
Compostaje	124,143
TMB	87,985,510
Incineración	26,371,304
Relleno Sanitario	330,892,896,727
* Estimaciones según datos de emisiones de México y la aplicación del modelo de Eco-costos (TU Delf, 2012).	
Se incluyen: Costos de la energía y combustible para el transporte de residuos + Costos por agotamiento de recursos no renovables + Costos de mitigación de las emisiones contaminantes	

Todos los costos están calculados en pesos del 2013.

5.3.2 Estimación de costos de operación y mantenimiento por impactos económicos directos

Los costos económicos asociados al manejo de los residuos son parte de los aspectos que es necesario considerar para valorar las alternativas, además de los costos ambientales. A continuación se presenta la estimación de costos que tendrían que considerarse para las diferentes etapas planteadas en este trabajo de investigación:

Para su realizar los cálculos primero se recolectó la información disponible de cada etapa y alternativa para manejar RSU, ya sea por búsqueda directa en publicaciones y fuentes oficiales o por medio de entrevistas, en el anexo 6 se puede encontrar una lista más completa de la información que se consideró como referencia. De los valores obtenidos se tomó el más alto para realizar las estimaciones por tonelada y por día considerando el volumen total de residuos generados.

Por ejemplo, para la recolección de RSU en la red primara se obtuvieron algunos de los siguientes datos:

Tabla 5.29. Costos* de la recolección de RSU al 2013

Recolección de RSU en red vial primaria	Cantidad	Unidad	Observaciones
✓ Costos de mantenimiento de los camiones para transportar residuos	128,000	Pesos/año	Iztapalapa, zona centro: Costo por camión: \$16,000/año Costos por 8 camiones \$128,000/año
✓ Horas-hombre requeridos por jornada	128	Horas-hombre	En Iztapalapa, la zona centro está integrada por 8 barrios. Para la recolección de RSM se utilizan 8 camiones, en cada uno laboran dos personas (chofer y ayudante). Se tienen 2 turnos o jornadas por día.
✓ Costo de la hora-hombre	De 18.50 a 25.00	Pesos/ hora-hombre	Percepciones diarias: Ayudante \$148.00, chofer: \$200.00 por día
✓ No. empleados involucrados en la etapa	32	Empleados	
✓ No. días de servicio por semana	6	Días	6 días por semana
✓ Costo total de recolección en red vial primaria/ton de residuos	75	Pesos/ tonelada-día	Sueldo diario para el personal por camión: \$200+\$148=\$348 Combustible diario por camión (diesel): 25 lts Costo de diesel por día por camión: 25 lts x \$11.34=\$282.5 Mantenimiento diario por camión: \$16,000/365=\$43.83 Costo total por camión recolector por día: \$348+\$283+\$43.83=\$674.83 Cada camión realiza por día: 2 viajes de 4.5 toneladas cada uno, en total cada camión transporta 9 toneladas por día. Costo por tonelada= \$674.83 /9 ton= \$75/ton

* Costos en pesos del 2013.

En la tabla anterior, para obtener el costo total de la recolección de residuos se sumaron los costos por tonelada para las formas de recolección restantes, es decir del barrido, de la recolección en la Central de Abastos y su posterior traslado a la estación de transferencia, el desglose de costos se presenta en el capítulo 4.

A continuación se presentan los resultados de las estimaciones por etapa y alternativa de RSU. Para la estimación de los costos económicos por alternativa (BE), se aplicó la siguiente ecuación:

Costos de tratamiento por alternativa (pesos/día) = (Costo de tratamiento /tonelada)*(toneladas de RSU tratados/día)

Donde los costos de tratamiento fueron tomados de la literatura nacional e internacional en pesos/tonelada tratada, mientras que las toneladas de residuos tratados se basó en los datos de generación del GDF (2010).

Tabla 5.30. Costos económicos* asociados al manejo de los residuos en la Cd. de México.

Costos económicos	Costos de tratamiento		Costos de instalación	Costos Totales	Referencias para costos
	pesos/ton	pesos/día	pesos/ton	pesos/ton	
Recolección	80.00	860,800.00	-	80.00	C. de recolección y barrido de RSU según entrevistas
Barrido	1.83	19,685.00	-	1.83	
Compostaje	800.00	83,000.00	558,988.40	559,788.40	C.tratamiento: (Jiménez 2013)., C.infraestructura: CEPIS/OPS, citado por Orta et al.,(2009)
TMB	345.96	69,191.32	4,891.15	5,237.11	C. de tratamiento e infraestructura: Orta et al.,(2009).
Incineración	1,034.13	103,412.85	1,537.22	2,571.35	C. de tratamiento e infraestructura: Orta et al.,(2009).
Relleno Sanitario	360.60	4,020,286	288,096.59	288,457.19	C.disposición: Iglesias(2007). C. infraestructura: Orta et al.,(2009).

* Costos en pesos del 2013.

5.3.3 Estimación de costos por impactos en la salud

De acuerdo al marco metodológico planteado en el capítulo 4, para la estimación de costos por los impactos en salud asociados a la emisión de contaminantes por las etapas y alternativas estudiadas en el presente trabajo, según la metodología planteada por el INE (2003 y 2006b), a continuación que se presentan los resultados:

En primer lugar, con las emisiones de los contaminantes asociados a cada etapa y alternativa de manejo de residuos, estimadas en ton/día durante la etapa del inventario de ciclo de vida, se estimaron las concentraciones en mg/m^3 , como se muestra en la siguiente tabla:

Tabla 5.30. Estimación de concentraciones de emisiones por etapas y alternativas para manejar RSU al 2013.

Contaminantes	Recolección y transporte		Compostaje		TMB		Incineración		Relleno sanitario	
	Emisiones (ton/día)	Concentraciones en mg/m^3	Emisiones (ton/día)	Concentración en mg/m^3	Emisiones (ton/día)	Concentración en mg/m^3	Emisiones (ton/día)	Concentración en mg/m^3	Emisiones (ton/día)	Concentración en mg/m^3
PMtotal	0.0669		0.0062		0.42		0.0334		0.4237	
PM _{2.5}	0.0261	0.015787497	0.0024	0.0015	0.17	0.1000	0.0186	0.0113	0.1652	0.10
PM ₁₀ , excepto PM _{2.5}	0.0408	0.024586218	0.0038	0.0023	0.26	0.1558	0.0149	0.0090	0.2584	0.16
SO ₂	0.0082	0.000180155	0.0322	0.0007	2.12	0.0464	ND	0	2.1184	0.05
NO _x	0.0233	0.000157491	0.0301	0.00020344	0.87	0.0059	11.9298	0.0807	1.5609	0.01
HC	0.0130	0.00	0.0061	0.00	0.26	0.0513	ND	0.00	0.2564	0.05
Total	0.1114	0.0433	0.0746	0.0059	3.67	0.3593	11.9633	0.1009	4.3594	0.36

Posteriormente, se aplicó la ecuación: $I = T * P * F * \frac{e^{\Delta C \beta} - 1}{e^{\Delta C \beta}}$, ya descrita previamente en la metodología, para calcular el número de casos I por tipo de impacto. Dicho valor se multiplica por el impacto monetario total (IMT), que ya está ajustado al ingreso mexicano, por cada categoría de impacto en dólares /año:

IMT (pesos/año) = I (número de casos con impactos a la salud) * IMT (dólares/año) * factor de conversión (pesos/dólar).

A continuación, se presentan los resultados obtenidos, mismos que de acuerdo la metodología del INE (2006b), presentada en el capítulo 4, aunque se basa en datos para Estados Unidos ya están ajustados al ingreso mexicano.

Tabla 5.31. Estimaciones de impactos monetarios por daños a la salud debido a las emisiones asociadas a RSU al 2013.

Impacto	Recolección y transporte de RSU		Compostaje		TMB		Incineración		Relleno sanitario	
	I (casos)	Impacto monetario total (millones de pesos/ año)	I (casos)	Impacto monetario total (millones de pesos/ año)	I (casos)	Impacto monetario total (millones de pesos/ año)	I (casos)	Impacto monetario total (millones de pesos/año)	I (casos)	Impacto monetario total (millones de pesos/ año)
Mortalidad cardiopulmonar	74.6	853.15	10.1	116.06	618.1	7,069.28	173.7	1,986.89	626.1	7,161.37
Mortalidad por cáncer de pulmón	5.4	61.80	0.7	8.41	44.7	511.75	12.6	143.91	45.3	518.41
Mortalidad infantil por causas respiratorias	3.4	39.00	0.5	5.31	28.2	322.67	7.9	90.80	28.6	326.87
Mortalidad por síndrome de muerte súbita infantil	0.1	1.24	0.0	0.17	0.9	10.26	0.3	2.88	0.9	10.39
Bronquitis crónica	581.8	362.99	79.2	49.39	4814.8	3,003.93	1,354.7	845.17	4,877.5	3,043.00
Días de actividad restringida	221,904.8	19.23	30,187.74	2.62	1839172.6	159.37	516,816.7	44.78	1,863,136.8	161.44
Días de trabajo perdidos	24,101.5	5.43	3,278.57	0.74	199844.3	45.02	56,136.9	12.65	202,449.6	45.61
Total		1,342.83		182.69		11,122.29		3,127.08		11,267.10

*Costos estimados en millones pesos/año del 2013.

Resumen de costos por los impactos ambientales y económico-sociales.

A continuación en la tabla 5.32 se presenta un resumen de costos de los impactos estimados en las dimensiones ambiental, económica y de salud.

Tabla 5.32. Estimaciones de costos totales por impactos ambientales y económico- sociales debido a las opciones de manejo de los RSU al 2013.

Etapa/Alternativa	Costos ambientales (pesos del 2013/día)	Costos económicos (pesos del 2013/día)	Costos sociales por impactos en salud (pesos del 2013/día)	COSTO TOTAL (millones de pesos del 2013/día)
Recolección y transporte	1,186,845.04	880,485.00	3,678,983	5.7
Compostaje	46,839.09	83,000.00	500,524	0.6
Relleno Sanitario	739,382,693.45	4,020,285.57	30,868,765	774.3
TMB	2,957,391.51	3,857,070.16	30,472,015	37.3
Incineración	13,837,565.76	11,529,499.16	8,567,342	33.9

Nota: El TMB e incineración, como ya se mencionó al inicio de esta sección, se usan como alternativa de tratamiento parcial o ya no se utiliza en México, por ello para efectos de análisis se consideran volúmenes de RSU tratados equivalentes a los depositados en rellenos sanitarios.

Capítulo 6. Discusión de resultados.

La última etapa del análisis de ciclo de vida, integra el reporte, discusión e interpretación de los resultados obtenidos en la presente investigación y se realiza el análisis de las alternativas de tratamiento para los residuos. En ésta se discuten los escenarios de manejo de RSU para la Cd. de México y se plantean algunas consideraciones iniciales de política pública, que deben tomarse en cuenta en el marco de la sinergia existente entre la Economía Ecológica y la Política.

En este capítulo también se demuestra el cumplimiento de la hipótesis planteada inicialmente para esta investigación. Se logra hacer un análisis de las opciones para el manejo de los residuos, orientado a determinar la opción más costo-eficiente, a través de un modelo de economía ecológica, que integre el análisis de su ciclo de vida.

Finalmente, se demuestra la relevancia científica del trabajo realizado, debido a que éste representa un avance en la valoración de los costos reales involucrados en el manejo de los residuos. Cabe mencionar que a nivel global, el uso del análisis de ciclo de vida como metodología aplicada al tema de residuos es relativamente escaso y, en general, se ha enfocado a decidir entre dos opciones de manejo, en este sentido, el presente trabajo resulta novedoso porque permite analizar varias opciones en distintas dimensiones.

Dicha información podría apoyar la toma de decisiones hacia una visión más integral. Además, como aportación extraordinaria de éste trabajo se pone en evidencia la necesidad de reorientar la política pública de México en el tema, actualmente basada en la preferencia de la disposición de los residuos en rellenos sanitarios frente a otras posibilidades.

6.1 Análisis de resultados y oportunidades de mejora en la investigación (Etapa 4.)

En el mundo, pocos estudios sobre el manejo de RSU se han basado en el análisis de su ciclo de vida (Boldrin *et al.*, 2011; Komilis y Ham, 2004; Komilis y Ham, 2004; Zhao *et al.*, 2011), sin embargo, ninguno de ellos se ha enfocado a analizar de manera integral los impactos ambientales, económicos y sociales de las alternativas más importantes para su manejo.

El presente trabajo se enfocó en la valoración de los costos económico-ecológicos del manejo de los RSU en tres dimensiones: la ambiental, la económica y la social, basado en el análisis de su ciclo de vida. Los resultados están integrados de acuerdo a las etapas del sistema de manejo que actualmente está en operación en la Cd. de México, tal como se presentaron en la tabla 5.32 para la recolección,

transporte, compostaje y disposición en un relleno sanitario (GODF, 2010), y como parte del análisis, también se discuten los resultados de la valoración del tratamiento mecánico biológico y la incineración de residuos.

Al analizar los resultados de las estimaciones de la tabla 5.32, correspondientes a la estimación de costos ambientales, económicos y sociales, y la tabla 5.28 Eco-costos, existen diferencias importantes que deben ser tomadas en consideración.

Los costos ambientales de la tabla 5.32 resultan de sumar los costos de mitigación de gases de efecto invernadero (GEI), los costos de la energía y de los combustibles en el mercado nacional, necesarios para el transporte y procesamiento de los residuos según la alternativa de que se trate, y los costos del agotamiento de recursos no renovables en México. Además, en la tabla 5.32 se integran los costos económicos y sociales estimados según las condiciones de México.

Mientras que los costos de la tabla 5.28, que también corresponden al rubro de costos ambientales, además de considerar los costos de la mitigación de GEI, como si las emisiones hubieran tenido lugar en Europa, también integra los costos relativos a otros contaminantes que no son GEI, los costos de la energía y por el agotamiento de recursos no renovables. Sin embargo, no integra costos económicos y sociales. Resulta importante mencionar, que se determinó realizar las estimaciones presentadas en las tablas 5.32 y 5.28, obtenidas por medio de valores de base distintos para su cálculo, con el objeto de contar con información de referencia, más o menos comparable entre sí.

Las diferencias principales entre los costos ambientales de las tablas 5.32 y 5.28 del capítulo anterior estriban, en mi opinión, en el costo que tiene la energía en los diferentes países, vinculado a la forma en que está integrada su matriz energética y sus particulares alternativas de mitigación. Tal como lo advierten Vogtländer (2010b), respecto a las políticas de impuestos y subsidios para la generación y aprovechamiento de la energía, las estrategias y desarrollo tecnológico a que cada país tenga acceso (Dijkgraaf *et al.*, 2004; Volleberg, 1997, Miranda y Hale, 1997) e incluso la información que se tenga disponible como bases de datos y estadísticas confiables.

Los resultados de las tablas 5.32 y 5.28 son analizados a continuación según la etapa a la que corresponden.

6.1.1 Recolección y transporte

Para su estimación se dividió en dos fases: la primera, la recolección y transporte de residuos desde que son recolectados y trasladados hasta la estación de transferencia, y la segunda, que abarca el traslado de residuos desde la estación de transferencia hasta las plantas de tratamiento o el sitio de disposición final en un relleno sanitario.

El manejo de los residuos en esta etapa requiere diariamente de un consumo total de 31,340 litros de diesel para su recolección y traslado, en su mayoría, a los rellenos sanitarios ubicados en el Edo. de México, a través de un recorrido Ixtapaluca-Cd. de México de más de 38 Km, y solo una pequeña fracción es procesado en las plantas de separación y tratamiento de residuos, según estimaciones basadas en GODF (2010). Solo el costo económico del diesel consumido, es decir aproximadamente 129.3 millones de pesos representa el 7.2% del presupuesto destinado para infraestructura, equipo y renovación del parque vehicular para el manejo de RSU en el DF en el periodo 2005- 2008, equivalente a 1,780 millones de pesos (GODF, 2004).

Si se considera que aproximadamente el 76% de los vehículos de recolección están en condiciones regulares o malas (GODF, 2010), se pone en evidencia el alto costo de la recolección y transporte de residuos en el DF y hace relevante la necesidad de reducir su generación con estrategias de orientadas a la etapa de pre-consumo. Ello permitiría orientar los recursos a la mejora de la infraestructura para el manejo de los residuos.

Además, el costo total estimado en el presente trabajo, integrado por los costos ambientales, económicos y sociales, por la recolección y transporte de residuos en el DF., es de casi 5.7 millones de pesos por día, lo que equivale a un costo diario de casi 508 pesos/tonelada de residuos, mientras que de acuerdo al modelo de eco-costos (TU Delf, 2012) el costo ambiental de esta etapa es de casi 28 pesos/tonelada, dichos valores resultan relativamente bajos si se comparan con los datos reportados por Acurio (1998) que ubican el costo de la recolección de los RSU entre 8 y 12 dólares/ton (100-150 pesos del 2013), mientras que el costo estándar a nivel internacional se sitúa entre 15-40 dólares/tonelada (195-520 pesos del 2013).

Al respecto cabe mencionar que, en el caso de la recolección y transporte de los residuos en México, no todos los costos asociados a esta etapa están integrados en las valoraciones económicas, debido en parte a la informalidad existente en el manejo de los residuos, tales como la pepena y venta no regulada de materiales con valor comercial, que benefician a aquellos que participan de *forma voluntaria* en dicha actividad y que generan beneficios económicos no reportados en las estadísticas oficiales. Según las estimaciones de la presente investigación, si se considera que se recicla solo el 5% de los materiales con valor comercial que se generan diariamente en la Cd. de México, los beneficios podrían ser de alrededor de 1.2 millones de pesos/día.

Por otro lado, los subsidios a los costos de los combustibles, como sucede en México, distorsionan el precio del mercado para recolectar y transportar los residuos. Tampoco las externalidades vinculadas a los costos ambientales y sociales por las emisiones contaminantes generadas, están integradas a las cifras oficiales de costos de la Cd. de México.

6.1.2 Tratamiento y disposición final de los residuos

Las opciones de tratamiento y disposición final de RSU estudiadas en esta investigación fueron el compostaje y la disposición en un relleno sanitario, que son alternativas complementarias entre sí y que corresponden a las que actualmente se aplican en la Cd. de México, sin embargo, también se discuten los resultados de la valoración del tratamiento mecánico biológico (TMB) y la incineración de residuos, que corresponden respectivamente a alternativas que están en fase piloto en México o que fueron utilizadas en el pasado pero que actualmente están en desuso.

Los resultados obtenidos indican que entre las opciones de tratamiento y disposición final de RSU, la opción más costo-eficiente es el TMB seguido por la incineración.

Los costos del TMB en las dimensiones ambiental, económico y social son los más bajos en comparación con las otras alternativas, además representa costos de oportunidad por el reaprovechamiento de materiales y ahorro de energía asociada al reciclaje, como se presenta en el anexo correspondiente a los costos de oportunidad.

La disposición en un relleno sanitario resultó ser la opción menos costo-eficiente. Ello se debe a que los costos ambientales, económicos y sociales estimados, superan de manera importante a las otras opciones de manejo de residuos, como se describe a detalle más adelante. Dichos resultados concuerdan con los presentados por Miranda y Hale (1997), quienes confirmaron que tanto los rellenos sanitarios como la incineración de residuos generan altos costos sociales y ambientales, fundamentalmente debido a sus emisiones contaminantes. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que los costos varían de acuerdo con los estándares ambientales de cada país y en consecuencia con las tecnologías de control requeridas para cumplirlos.

A continuación se discuten a detalle los resultados obtenidos para las diferentes opciones estudiadas.

Compostaje de residuos.

Esta alternativa es específica para el tratamiento de residuos sólidos urbanos de tipo orgánico (RO) y actualmente se aplica a baja escala en la Cd. de México. De acuerdo a datos de la GODF (2010), aproximadamente 103.8 ton/día de residuos son tratadas en las plantas de compostaje ubicadas en diferentes puntos de la Ciudad, lo que es equivalente al 1.6% del total generado diariamente.

Los resultados de la presente investigación indican que los costos totales, ambientales, económicos y sociales, del compostaje para el volumen actual de

residuos orgánicos tratados ascienden a 0.6 millones de pesos del 2013 por día, lo que representa un costo total de tratamiento diario de 6,075 pesos/ton.

De los costos que integran al costo total, el que resulta más alto es el social, debido a las emisiones contaminantes que potencialmente puede generar el compostaje de grandes volúmenes de residuos, equivalente a casi 4,825 pesos por día por tonelada.

Cabe mencionar que en la estimación de costos, los relativos a la energía y combustible necesarios para el procesamiento de los residuos resultan ser los más altos, debido a que para realizar el tratamiento de los residuos a la escala requerida para la Cd. de México, el procesamiento tiene que ser mayormente mecanizado. Este aspecto tiene influencia sobre una mayor emisión de diferentes contaminantes asociados al uso de diesel como combustible, entre los que se encuentran las partículas, como lo describen Komilis y Ham (2004) en su investigación para el compostaje de residuos a diferentes escalas.

El costo económico diario estimado para el compostaje es de 800 pesos por día, mientras que los costos económicos reportados por otras fuentes nacionales para el mismo proceso es de 200 a 800 pesos/ton (Jiménez, 2013; Komilis y Ham 2004), las diferencias estivan en la escala de aplicación y las características de las instalaciones que se utilicen.

El costo ambiental estimado para el compostaje en la Cd. de México fue de casi 46,800 pesos diarios, equivalente a 451 pesos por tonelada. Al comparar dicho resultado con los eco-costos estimados para el mismo volumen de residuos que son de poco más de 124,000 pesos del 2013/día, se encuentra que los eco-costos son casi 275 veces mayores. La diferencia de dicho costo está asociada al valor que se asigna a la mitigación de las emisiones contaminantes. En el caso del compostaje resultan relevantes el bióxido de carbono, el amoniaco y los óxidos de azufre (Komilis y Ham, 2004), que es gas de efecto invernadero y precursores de lluvia acida respectivamente, y que en términos de toneladas de emisiones están valorados diferente en México y en Europa.

Entre los costos de oportunidad asociados a la separación y compostaje de residuos, que son más importantes mencionar, se encuentran la reducción de (GEI) porque la degradación de los residuos en condiciones aerobias evita la generación de metano, la obtención de un mejorador de suelo que puede aplicarse como *abono orgánico* en áreas verdes (Haaren *et al.*, 2010) y que en México tiene un valor en el mercado cercano a 3,800 pesos /ton (Insumos Agropecuarios, 2012), el aumento de la vida útil de los rellenos sanitarios donde se disponen los residuos debido a que poco más de 6,565 ton/día de RSU de la Cd. de México son de tipo orgánico (GODF, 2010), y también la posibilidad de usar la composta como material de cobertura diaria en los rellenos sanitarios con importantes beneficios ambientales y económicos (Haaren *et al.*, 2010).

Sin embargo, es importante resaltar que debido al alto volumen de residuos que se generan en la Cd. de México, el compostaje como alternativa de tratamiento solo puede ser complementario a otras formas de manejo de RSU, ya que solo es aplicable a residuos orgánicos biodegradables (RO). Además su uso como alternativa de tratamiento en zonas urbanas está limitado ante la inviabilidad de colocar una mayor cantidad de plantas de tratamiento, o de mayor capacidad, en un territorio sin espacio disponible para ello.

Entre las desventajas del compostaje para tratar RO hay que mencionar que se requiere la separación de los residuos desde su generación lo que tiene externalidades asociadas a la poca disposición de la gente para participar en dicha actividad y al rechazo a la ubicación de una planta de tratamiento de residuos cerca de una zona habitacional, como ya lo estudiaron Berglund (2006), Caplan *et al.*, (2002), Sasao (2004) y Eshet *et al.*, (2006). Estas desventajas resultan relevantes en términos científicos y de política pública, debido a que representan costos que deben ser valorados y considerados en la toma de decisiones y representan variables de las que depende el éxito o fracaso de la implementación de una estrategia operativa derivada de una investigación científica, que involucra tanto a individuos como autoridades.

Relleno sanitario.

La alternativa menos eco-eficiente para manejar los RSU es la disposición de RSU en un relleno sanitario. El costo total, ambiental, económico y social, de dar disposición final a poco más del 90% de los residuos generados en la Cd. de México es de aproximadamente 774.3 millones de pesos por día y al ser comparado con otras opciones presenta los costos ambientales, económicos y sociales más altos. Esto concuerda con otras investigaciones enfocadas a estudiar las emisiones contaminantes y los potenciales para recuperar materiales y energía de diferentes opciones, que demuestran que los costos asociados a la disposición de residuos en rellenos sanitarios son mayores a los de otras alternativas para manejar residuos (Dijkgraaf *et al.*, 2004; Panesso *et al.*, 2012; Sasao, 2004; Volleberg, 1997; Miranda y Hale, 1997; Zhao *et al.*, 2011). Cabe resaltar que, las cifras oficiales de la Subsecretaría de Coordinación Metropolitana y Enlace Gubernamental del DF indican que el presupuesto anual en 2014, solo para cubrir solo los costos económicos de la recolección y disposición de dichos residuos es cercano a 900 millones de pesos.

En términos ambientales, el aspecto que más relevancia tiene en la estimación de impactos adversos y costos de un relleno sanitario es su alta generación de emisiones contaminantes, principalmente metano y bióxido de carbono, debido a la descomposición anaerobia de los componentes orgánicos contenidos en los RSU. Ello genera un costo de 739 millones de pesos por día, equivalente a 69,445 pesos por tonelada diariamente. Mientras que el costo estimado con el modelo de eco-costos (TU Delf, 2012) se estiman 330.89 millones de pesos por día, la diferencia fundamental entre ambas estimaciones estriba en el costo de mitigación de GEI, que como ya se mencionó antes, es específica de cada país.

Incluso, si se considera la captura de los biogases generados para su posterior aprovechamiento en la generación de energía eléctrica, Panesso *et al.*, (2012) reportan que a nivel global dicha captura presenta una eficiencia entre 50 y 80%, mientras que las emisiones restantes se fugan directamente al ambiente. Por ello, de acuerdo a las estimaciones del presente trabajo, se demuestra que la disposición de residuos relleno sanitario es la opción que más contribuye a la generación de GEI y en consecuencia con el calentamiento global.

En términos sociales, las estimaciones para la disposición de RSU en un relleno sanitario indican que los costos sociales por impactos en salud, debidos a la disposición de RSU en un relleno sanitario, son equivalentes a 30,867 pesos diarios, cifra que es muy similar a la correspondiente al TMB de 30,472 pesos por día.

Al respecto, es importante hacer notar que la metodología utilizada para la estimación de costo social se basa en las toneladas de partículas emitidas al ambiente, y en el caso del relleno sanitario y del TMB el uso de combustible para el transporte y procesamiento de los residuos, dentro y fuera del sitio, contribuyen en mayor medida a la emisión de dicho contaminante. Mientras que la incineración de residuos por si misma podría generar una mayor cantidad de partículas, comparada con cualquiera de las otras opciones, tiene integradas tecnologías más eficientes en el control de contaminantes (Trozzi, 2013).

Además, resulta necesario mencionar que en todo el país *la quema controlada de residuos* es una práctica común aunque ilegal, incluso en los rellenos sanitarios (SEMARNAT, 2013a; INECC., 2013), donde la emisión de partículas podría representar un incremento notable sobre los costos por impactos en la salud de la población, que todavía no han sido estimados.

En el ámbito social también habría que considerar otros impactos, no incluidos en esta investigación, tales como las pésimas condiciones de trabajo de los trabajadores informales dedicados a la pepena de materiales en dichos sitios, la pérdida estética que generan los sitios de disposición final de residuos, conflictos asociados a su localización y dificultad para encontrar lugares técnicamente apropiados (Concha, 2003; Ibararán *et al.*, 2003; Sasao, 2004; Caplan, *et al.*, 2002).

En términos económicos, la disposición del total de los RSU provenientes de la Cd. de México en un relleno sanitario genera costos equivalentes a casi 4 millones de pesos diarios, cifra que es muy cercana a los 3.85 millones del TMB y menor a los 11.5 millones por la incineración del mismo volumen de residuos. Sin embargo, hay que considerar que según la tendencia actual de disposición final de residuos en México, ésta no representa un potencial significativo para el reaprovechamiento de materiales. Únicamente la recuperación del metano generado en el relleno podría significar un beneficio, en términos económicos y ambientales, si se utiliza para generar energía eléctrica como ya sucede en

algunos sitios del país, aunque como ya se mencionó antes la recuperación de gases no es total y una fracción de estos es inevitablemente liberada al ambiente.

Si bien la jerarquía de preferencia para la gestión adecuada de los residuos sólidos urbanos considera a la disposición en rellenos sanitarios como última opción (Careaga, 1993), la política pública en México en el tema de residuos se ha orientado al enfoque de post-consumo cuando los residuos ya fueron generados (Cortinas, 2010b y 2011), como lo demuestran las cifras oficiales sobre la disposición de residuos (AEQIG, 2011; INECC., 2013; SEMARNAT, 2013a) porque en el corto plazo o bajo un esquema de valoración unidimensional, que solo considere los aspectos económicos, ambientales o sociales, ésta podría parecer la opción más barata.

La aplicación de otras opciones de tratamiento orientadas al reciclaje y reuso de RSU, podrían representar un mayor aprovechamiento de los materiales contenidos en ellos, reducir el volumen de los que son depositados en algún sitio de disposición final y, en consecuencia, los costos asociados a su disposición.

Tratamiento mecánico-biológico.

Esta alternativa que resultó ser la más costo-eficiente en términos ecológico-económicos, ya está operando en México a baja escala, sin embargo, actualmente no están integrada de manera prioritaria a la política de manejo de residuos para el D.F., o el resto de país.

Si bien el costo total diario para el del TMB fue de 37.3 millones de pesos del 2013, mientras que para la incineración fue de 33.9 millones de pesos del 2013, al calcular los costos de oportunidad asociados al TMB (ver el anexo correspondiente) por la separación y venta de los materiales con valor comercial presentes en los RSU y por la generación de abono orgánico equivalente a la composta que forma parte del mismo proceso, se obtiene un valor de 18.3 millones de pesos diariamente, más 28.28 millones de pesos diarios por la energía ahorrada debido reciclaje de materiales en lugar de utilizar materia prima virgen, se obtiene un total de 46.6 millones de pesos del 2013 por día. Mientras que la incineración representa un costo de oportunidad de 1.8 millones de pesos por día debido al aprovechamiento de los RSU como fuente de energía.

Los costos ambientales estimados para el TMB fueron de 2.95 millones de pesos por día, donde el costo por agotamiento de los recursos renovables tiene el mayor peso relativo, aproximadamente 2.28 millones de pesos por día, debido al alto requerimiento de energía proveniente de combustibles fósiles para el procesamiento de los residuos. Los eco-costos según el modelo de TU Delf (2012), ascienden a 87.98 millones de pesos por día.

En relación a los impactos ambientales, es relevante mencionar que el TMB reduce el potencial de generación de biogás en un relleno sanitario de 30 a 90% comparado con la disposición de residuos sin tratamiento previo (Smith *et al.*,

2001; Molleda *et al.*, 2011). También como resultado del TMB aumenta el grado de compactación de residuos en los sitios de disposición final hasta 1.5 toneladas por metro cúbico, mientras que la producción de lixiviados disminuye debido a una menor infiltración de agua a través de los residuos. Ello resulta en una reducción del volumen de los residuos de 50-70% (Orta *et al.*, 2009) vinculado a que el sustrato generado como resultado del tratamiento de la fracción orgánica es de solo 0.47 ton de sustrato/ton de residuos orgánicos tratados (López, 1998).

En el TMB, el procesamiento de la fracción orgánica (RO) de los RSU se realiza por medio de una degradación biológica, ya sea en condiciones anaerobias a través de una etapa de biodigestión anaerobia o en condiciones aerobias en una etapa de compostaje. Las características de las emisiones que se produzcan por el tratamiento de dicha fracción, estarán en función de la forma de biodegradación que se realice (Smith *et al.*, 2001).

En las estimaciones de este trabajo se consideró a la digestión anaerobia como forma de tratamiento de los RO y como base para calcular la producción y mitigación de GEI, debido a que corresponde al peor escenario donde el biogás generado en una planta de TMB tiene un nivel de captura de máximo de 85%, según lo reportado por Martin (2009), mientras que el resto se fuga al ambiente. El mejor escenario correspondería al compostaje de los residuos, que por realizarse en condiciones aerobias, elimina la generación de metano pero en cambio se produce bióxido de carbono (Smith *et al.*, 2011).

Es decir, que los costos del TMB como opción de tratamiento son relativamente bajos y representa diversos beneficios como la mitigación de GEI, aprovechamiento de los RO para generar un sustrato orgánico útil como mejorador de suelo, la separación y reaprovechamiento de materiales con valor comercial y una importante reducción en el requerimiento de espacio disponible para colocar residuos en un relleno sanitario. De tal manera que, el TMB genera mayores costos de oportunidad por el aprovechamiento de los RSU, que costos totales asociados a sus emisiones contaminantes.

Para las estimaciones de emisiones del TMB se tomaron en cuenta los diferentes factores de emisión, sin embargo, en la valoración de costos se consideró, en primer lugar, la tecnología reportada como más frecuente y, en segundo lugar, el peor escenario asociado a la mayor generación de emisiones. Además, es importante hacer notar que los costos de mitigación de GEI varían principalmente en función de las estrategias de desarrollo económico, mitigación y control de contaminantes seguidas por cada país y del desarrollo de tecnologías en el mercado.

Cabe resaltar, que existen importantes diferencias entre los factores de emisión existentes en la literatura para estimar las emisiones derivadas del TMB, según las consideraciones tomadas como referencia en los trabajos de investigación, por ejemplo entre los trabajos de Smith (*op cit.*) y López (1998) las diferencias en los factores de emisión son de casi 1000 órdenes de magnitud.

Incineración.

El costo total diario de la incineración fue de 33.9 millones de pesos del 2013, donde los costos ambientales y económicos son relativamente altos 13.8 y 11.5 millones de pesos del 2013 por día, respectivamente. Mientras que los eco-costos estimados fueron de 26.37 millones de pesos del 2013.

Los costos ambientales estimados son altos, debido en buena medida al consumo de energía que requiere como opción de tratamiento y que varía en función del poder calorífico de los residuos que se incineren, como ya lo describieron Poletto y Da Silva (2009). Esta característica impacta de manera importante sobre el cálculo del costo ambiental en dos rubros: Energía y combustible requeridos para el tratamiento y también por agotamiento de los recursos no renovables.

Un aspecto de la incineración, que tradicionalmente se ha considerado por su potencial de generar efectos adversos al ambiente y a la salud humana, es la emisión de contaminantes durante el proceso, principalmente partículas. Si bien las plantas de incineración alrededor del mundo, ya tienen estandarizadas diferentes tecnologías de control de contaminantes, tales como filtros, precipitadores electrostáticos, lavadores de gases, adsorbedores con carbón activado, etc., que favorecen su utilización como tecnología de tratamiento de residuos relativamente segura (Trozzi *et al.*, 2013), el tema sigue causando preocupación alrededor del mundo, debido principalmente a que los límites máximos permisibles son distintos entre los países (Miranda y Hale, 1997) y hay una mayor incertidumbre asociada a la valoración por los impactos ambientales que podría representar a largo plazo (Volleberg, 1997).

En la presente investigación, las estimaciones del volumen de contaminantes generados se basaron en el trabajo de Trozzi (*op cit.*) porque sus datos consideran plantas estándar de incineración residuos con la integración de las tecnologías de abatimiento de contaminantes correspondientes. Mientras que los factores de la EPA permiten calcular la generación total de contaminantes antes de aplicar tecnologías de control. Sin embargo, tomando en consideración las conclusiones del trabajo del equipo de Trozzi, en relación a la influencia que ejercen las características de los equipos de combustión sobre las emisiones de CO₂ y la utilización del CO como indicador de la eficiencia, se usaron los datos de la EPA para estimar el CO₂ que potencialmente podría derivarse del proceso.

Otra emisión asociada a la incineración que sería importante de considerar, en una versión más detallada del presente trabajo, es la generación de cenizas porque éstas contienen altos niveles de metales pesados y otros compuestos tóxicos. De tal manera que, los costos ambientales de esta forma de tratamiento de residuos podrían ser aún mayores (Volleberg, 1997).

Al analizar a la incineración como opción de tratamiento, hay que considerar que puede representar una buena oportunidad de reaprovechamiento de los materiales

contenidos en los RSU con menor valor comercial, pero con cierto nivel de poder calorífico, que en caso de ser dispuestos en un relleno sanitario ocuparían espacio potencialmente utilizable para otros fines. Ésta presenta una posibilidad de aprovechamiento de la energía resultante del proceso para generar energía verde (Volleberg, 1997; Miranda y Hale, 1997).

Una vez concluido el análisis de alternativas para manejar a los RSU, cabe aclarar que éstas son complementarias entre sí, debido a que por sus características técnicas se utilizan para tratar fracciones específicas de residuos, tal es el caso del compostaje y la digestión anaerobia que se utilizan para dar tratamiento a la fracción orgánica contenida en dichos materiales, por tal motivo, para tratar a la fracción no biodegradable se requiere de utilizar otras opciones.

El análisis y estimación de costos de las alternativas planteadas en esta investigación resulta relevante para la ciencia porque permite valorar los costos reales involucrados en el manejo de los residuos y favorece una toma de decisiones más integral. Con este trabajo se atendieron cabalmente a las interrogantes planteadas al inicio de la investigación, respecto a la conveniencia para México de continuar con la política de favorecer la disposición de los residuos en rellenos sanitarios y de valorar los costos que dicha estrategia representa frente a otras posibilidades.

Finalmente, resulta importante comentar que si bien la economía neoclásica establece que los precios de los productos y servicios están determinados básicamente por el mercado, el análisis de ciclo de vida, como metodología que permite la realización de evaluaciones integrales, demuestra que existen impactos que a pesar de no tener un precio en el mercado, representan costos que la sociedad tendrá que pagar en el corto o largo plazo y que conviene considerar al momento de tomar decisiones.

6.1.3 Oportunidades de mejora

La evaluación de alternativas para manejar RSU propuesta en la presente investigación, permite analizar diferentes opciones en tres dimensiones: ambiental, económica y social. Dicha información proporciona la base para tomar en consideración los costos y beneficios de aplicar diferentes alternativas de manera integral y de más largo plazo.

También permite valorar tanto los costos totales de los impactos que las alternativas conllevan, como los costos de oportunidad asociados a la toma de decisiones del esquema que se elija como directriz para la política pública en el tema de RSU.

Derivado del trabajo realizado, a continuación se describen las oportunidades de mejora más relevantes para el desarrollo de esta investigación:

Tabla 6.1. Oportunidades de mejora de la investigación realizada.

Tema	Oportunidad de mejora
Matriz de contaminantes	Se enfocó a las emisiones GEI y a aquellos contaminantes ambientalmente más relevantes y de los que había información disponible, sin embargo, ésta puede ser orientada para incluir otras sustancias, tales como el carbono negro, que tiene implicaciones importantes por sus efectos en la salud y que se considera un contaminante climático de vida corta, compuestos orgánicos volátiles, etc.
Selección de variables para la estimación de emisiones	En la presente investigación, se plantearon condiciones estándar de proceso disponibles en la literatura, sin embargo, dicho análisis puede ser orientado de forma detallada hacia equipos, tecnologías y características del proceso específicos.
Fiabilidad de las estimaciones	Se utilizaron factores de emisión que asumen valores estándar de emisiones que permiten hacer un análisis con nivel de fiabilidad TIER 1. Para hacer una estimación con mayor nivel de fiabilidad, TIER 2 y 3, se requiere contar con información más específica asociada a la medición directa y monitoreo continuo de los procesos en cuestión.
Disponibilidad de información	En el tema de los residuos, en general, la disponibilidad de información oficial confiable es limitada, en particular, respecto a volúmenes de generación y de reciclaje de materiales, composición de los residuos, detalles de la recolección y manejo y actores involucrados de manera formal e informal. Por ello, la generación de bases de datos, estadísticas y fuentes de información representa una importante área de oportunidad, para cualquier caso en que se pretenda analizar las alternativas más eco-eficientes de manejo de residuos en algún sitio.
Selección de alternativas para su análisis	En este trabajo se incluyó a aquellas opciones que están más desarrolladas en el mercado y de las que se tiene mayor experiencia a nivel global. En una etapa posterior de investigación, se podrían incluir otras opciones de tratamiento de RSU más recientes como la gasificación y pirolisis de los residuos y sus combinaciones de aplicación para minimizar costos económico-ecológicos y maximizar los beneficios.
Estimación de costos	Los costos asociados al manejo de los residuos pueden ser asumidos tanto por actores privados como por la Federación. En este trabajo, ambos casos se consideraron iguales, debido a que se estimaron costos netos y porque desde una visión académica resulta más interesante un análisis de economía ecológica que un análisis costo-beneficio. Sin embargo, en una etapa posterior de esta investigación se tendría que abundar en los beneficios potenciales o costos de oportunidad asociados a cada opción.

En relación a la tabla anterior, cabe mencionar que el Análisis de Ciclo de Vida es una herramienta idónea para identificar impactos ambientales, económicos y sociales, con la reserva de datos que implica la calidad y origen de la información que se utilice.

Por ejemplo, para hacer las estimaciones de costos de mitigación de Gases de Efecto Invernadero específicos para México, se utilizó información proveniente de una curva de mitigación que fue desarrollada por el Sector Privado (CMM, 2008), y que podría contar o no con el rigor científico que se requiere para ser utilizada como referencia en un investigación académica, sin embargo, ésta constituye la única fuente de datos que se encontró disponible para México en ese tema, y en este caso en particular, no hubiera sido válido utilizar información desarrollada para otra parte del mundo. Un caso en que sí podría resultar factible utilizar los

valores estimados para otra región del mundo, es el de de eco-costos que se desarrolló para países Europeos, sin embargo, se requiere adaptarlos a las condiciones de México, tal como lo hicieron Morales *et al.*, (2014).

Por lo anterior, a pesar de las limitantes, la metodología utilizada resulta muy válida para hacer estimaciones integrales, tal como se desarrolló en la presente tesis.

6.2. Consideraciones de política pública y economía ecológica.

Los resultados obtenidos por la presente investigación son muy relevantes para la política pública, porque se demuestra que la economía ecológica provee el marco idóneo para hacer una mejor toma de decisiones.

El análisis de los flujos de materia y energía de las opciones estudiadas indica que la disposición en un relleno sanitario es la opción menos costo-eficiente, debido a que sus costos ambientales, económicos y sociales estimados, superan de manera importante a los correspondientes a las otras opciones analizadas. Entre las opciones de tratamiento y disposición final de RSU, la opción más costo-eficiente resultó ser el TMB seguido por la incineración.

Algunas de las consideraciones iniciales que deben hacerse para el manejo de los RSU en la Ciudad de México, en el marco de la economía ecológica y la política pública, al tener como referencia el análisis de las estimaciones de costos del esquema actual de manejo de residuos y sus posibles alternativas, se presentan a continuación en esta sección.

Para ello, resulta conveniente considerar que el desarrollo de políticas públicas se orienta a crear y poner en marcha estrategias de incidencia, para posicionar e incluir temas que se consideren estratégicos a fin de fortalecer el marco legal y la política pública en materia ambiental de algún tema en particular. Dicha incidencia es un proceso enfocado a influir en las políticas públicas y en las decisiones de asignación de recursos dentro de los sistemas políticos, económicos y sociales e instituciones (CEMDA, 2014).

Entre las funciones del desarrollo de políticas públicas se encuentra su promoción, monitoreo y evaluación, así como, el análisis del contexto y la prospectiva de los temas estratégicos y/o problemáticas donde se pretenda incidir (CEMDA, 2014).

El presente trabajo de investigación representa una herramienta para analizar la política pública de México sobre el manejo de los RSU, en el marco de referencia de la economía ecológica. Se estiman los costos que representan sus impactos económicos, ambientales y por daños en la salud de la población, para jerarquizar las opciones de manejo de residuos como posibles generadoras/mitigadoras de emisiones. Dicha información representa un primer paso para incidir en la toma de

decisiones de política pública en la gestión de residuos hacia opciones más costo-eficientes.

Sin embargo, para determinar el esquema idóneo de manejo de RSU para la Ciudad de México, a fin de minimizar sus costos totales, según la escala requerida para atender el volumen de generación, tendencias futuras, directrices de política y problemática social específica, necesarios para reorientar el esquema actual de manejo de residuos, se recomienda hacer estudios complementarios para robustecer los argumentos de base para hacer una propuesta integral.

Como parte del análisis para determinar los pasos iniciales que deberían darse para incidir en la toma de decisiones, resulta importante considerar el contexto de la situación y manejo actual de los RSU en México, incluyendo la información adicional de referencia, como se describe brevemente a continuación:

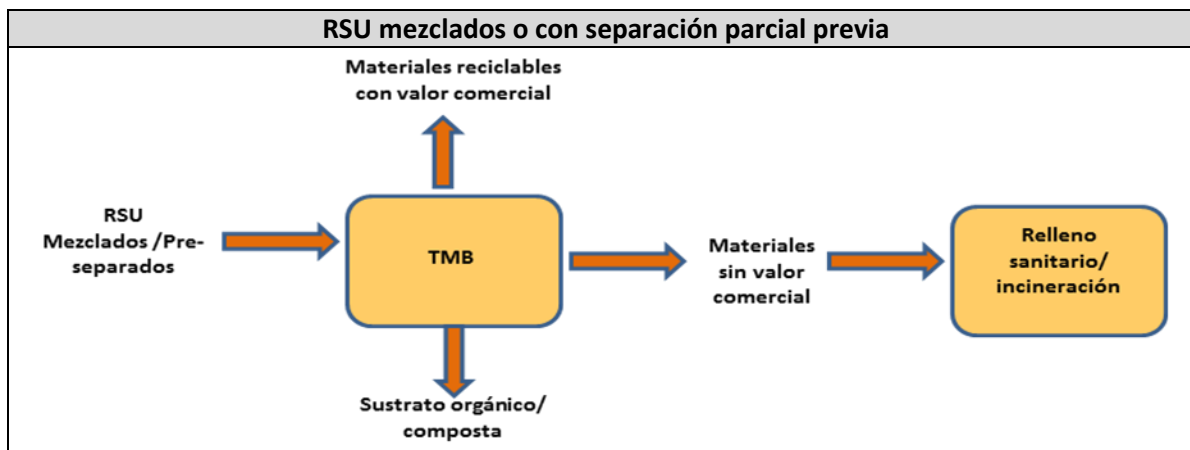
Tabla 6.2. Contexto de la situación y manejo actual de los RSU en México.

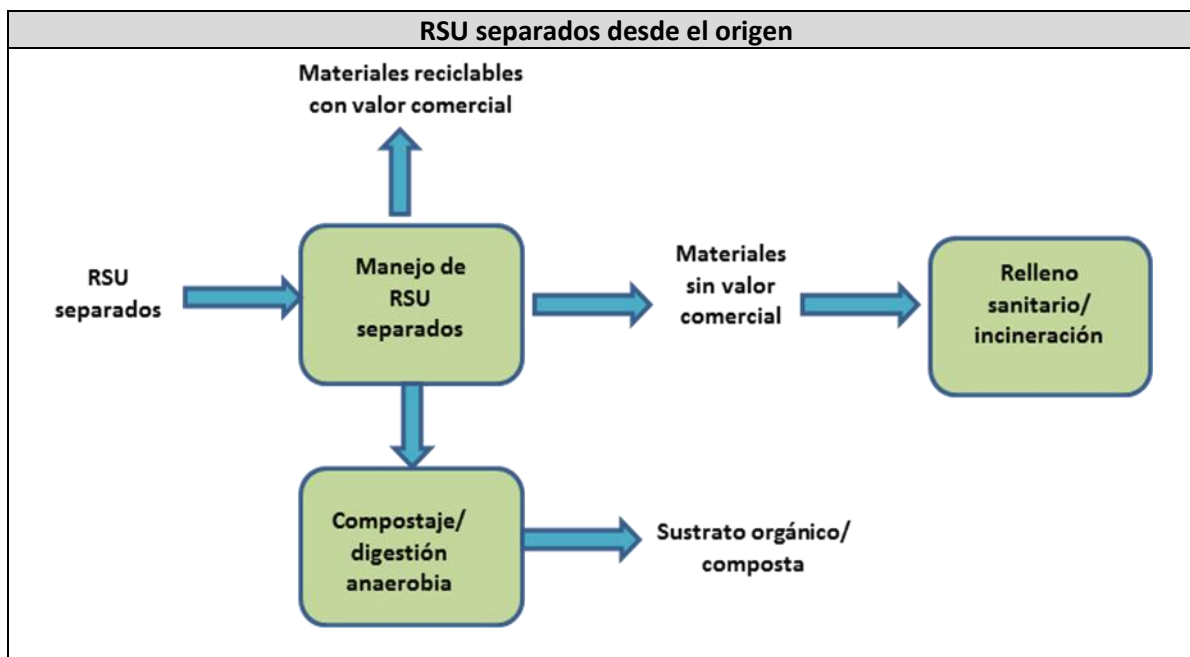
Situación y manejo actual de los RSU en México	Información adicional
El tema de los residuos, todavía presenta rezagos importantes en México, particularmente en los RSU. A la fecha, principal estrategia de política pública para el manejo de los RSU ha sido disponerlos en rellenos sanitarios.	Entre 1995-2011, el número de rellenos sanitarios en México pasó de 30 a 196 y su capacidad de almacenamiento aumentó de 6 a poco más de 26 millones de toneladas (SEMARNAT, 2013b).
La disposición de residuos en rellenos sanitarios se ha orientado a las grandes ciudades.	En 2011 el 90% de las zonas metropolitanas disponían sus residuos en rellenos sanitarios, mientras que solo el 13% de dichos sitios se ubicó en las localidades rurales o semiurbanas (SEMARNAT, 2013a).
En la Ciudad de México, la generación per cápita de RSU es muy superior a la cifra nacional.	En 2010, la generación per cápita de RSU fue de aproximadamente 1.32 kg/hab/día (GODF, 2010), cifra que es 35.2% mayor a la cifra per capita promedio que en el mismo año fue cercana a 0.99 Kg/día
En los próximos años la generación de RSU en México, y particularmente en las zonas metropolitanas, seguirá en aumento.	El volumen de generación, composición y características de los residuos están ligados a patrones de consumo y desarrollo económico de la población (INE., 2006a).
La problemática de volúmenes de generación de RSU y requerimiento de alternativas para su manejo y disposición final adecuados podría acentuarse.	La trayectoria de generación per capita de RSU en México entre los años 2000 y 2010, indica una tendencia de incremento para los próximos años. (OCDE- SEMARNAT, 2011).
Actualmente, en México no se cuenta con capacidad para recolectar los RSU completamente ni se posee la infraestructura necesaria para darles una disposición adecuada.	Se estima que cada persona en México produce un promedio de 311 kilogramos al año, valor inferior al reportado para países de la OCDE de 540 kilogramos por persona (OCDE, 2013).
México no cuenta con suficientes sitios para la disposición final adecuada de los RSU.	Del volumen total enviado a disposición final en 2012, sólo 61% llegó a un relleno sanitario o sitio controlado, 16% de éstos fue dispuesto en tiraderos a cielo abierto donde representan riesgos a la salud de la

	población y afectaciones al ambiente y del 12% restante se ignora su sitio de disposición final (INECC., 2013).
Los costos económicos asociados a la degradación ambiental por el manejo de los residuos, son muy altos.	Según el INEGI (2013), fue de 48,148 millones de pesos solo en 2011, es decir el 0.3% del PIB para el mismo año.
El manejo adecuado de la fracción orgánica de RSU representa una oportunidad importante para reducir las emisiones nacionales de GEI.	Del total de los RSU generados, en promedio 38% son residuos de tipo orgánico (INECC., 2013). En 2012, de los 191 proyectos con registro de Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) orientado a mitigar la generación GEI en diferentes ámbitos, 77% corresponde al sector residuos, principalmente en los sitios de disposición final, granjas porcícolas y establos de ganado vacuno, como resultado se estima que se han logrado reducir emisiones en cerca de 4.61 millones de toneladas de CO ₂ e/ año.

Ante la problemática presentada previamente, las primeras consideraciones de incidencia en la política pública para el manejo de los residuos, deberían orientarse hacia analizar una combinación de opciones que considere a aquellas que representen los menores costos y los mayores beneficios económicos, incluyendo los relativos a sus requerimientos de recolección, separación y transporte de residuos al sitio de tratamiento y/o disposición final. Ésta podría estar integrada por dos esquemas principales según la siguiente figura 6.1:

Figura 6.1. Esquemas alternativos de manejo de RSU en la Cd. de México según su separación.





De las propuestas de la figura anterior, resulta relevante mencionar lo siguiente:

Una vez estimados los costos asociados a cada etapa y opción para manejar RSU, la decisión fundamental sobre la aplicación de tecnologías estriba en la separación previa o no de los RSU, aun sin considerar la reducción de sus volúmenes de generación.

En términos de política pública, los beneficios asociados a la separación y recuperación de los materiales y energía contenidos en los residuos podrían ser argumento suficiente para replantear las directrices asociadas al manejo de los residuos, basado en los ingresos y ahorros diarios que ello representa.

En ambos esquemas, con y sin separación previa, con base en la estimación de costos económicos-ambientales y sociales, para aquellos residuos que tienen un bajo valor comercial o carecen de él y que según las estadísticas corresponden a casi el 24.12 % del total generado en el D.F (GODF, 2010), se plantea la necesidad de utilizar el relleno sanitario y/o la incineración para el tratamiento y disposición final de los RSU, pero no como alternativas principales sino como complementarias. Incluso, aquellos residuos con bajo valor en el mercado pero con alto poder calorífico podrían ser reaprovechados energéticamente a través de la incineración (Poletto y Da Silva, 2009).

La separación y reaprovechamiento de RSU con alto valor comercial, se plantea como opción para revalorizar dichos residuos y reintegrarlos a la economía por medio de su reciclaje. Lo que representaría reducir sus costos de tratamiento y disposición final, obtener mayores beneficios económicos por su aprovechamiento,

generar menores emisiones asociadas a su manejo y un mejor aprovechamiento de los recursos (González, 2001; Nakamura y Kondo, 2006).

En cualquier esquema para el manejo de los residuos, la reducción de sus volúmenes de generación desde el origen o etapa de *pre-consumo*, es decir antes de que los materiales se transformen en residuos, es posiblemente la mejor opción debido a que representa no solo ahorros en la transformación de materias primas hacia productos que luego serán residuos, sino también ahorros en los recursos empleados para manejar los residuos generados e incluso reducciones en las emisiones asociadas a su producción y manejo.

Debido a que el enfoque que actualmente se sigue en México para el manejo de los residuos es el que tradicionalmente se ha dado a la gestión de residuos y está orientado a la *solución al final del tubo* cuando los residuos ya fueron generados, se considera que el escenario de manejo de residuos a corto plazo debe centrarse en el mejor aprovechamiento de los residuos, para posteriormente, orientarse hacia a un escenario a mediano plazo basado en un enfoque de pre-consumo, como ya se realiza en otros países con más experiencia en el manejo de los residuos.

Un mejor aprovechamiento de los RSU se basa en la premisa de que éstos contienen materiales que pueden recuperarse y reintegrarse a la cadena productiva, por ejemplo, cartón, papel, metales, plásticos y vidrio, entre otros. De acuerdo al INECC., (2013) en México sólo se recupera el 11% de los residuos generados, cifra que lo sitúa por debajo de Estados Unidos y de los países europeos, que recuperan más del 30% de sus residuos.

Para que México transite hacia un escenario de una mayor recuperación de residuos como el que se tiene en otras partes del mundo, se requerirían diversos cambios relacionados con el reconocimiento de su valor, tal como lo plantea Cortinas (2010 a y b). Para ello, se requeriría como mínimo abundar en la estimación de costos de oportunidad asociados a un mayor aprovechamiento de los residuos y en la búsqueda de alternativas por región, sector económico, características de la población y necesidades específicas en México, mejorar la eficiencia de la infraestructura para manejarlos, invertir en alternativas tecnológicas que demuestren ser las más limpias para todas sus etapas de manejo, integrar a la pepena como actividad formal y desarrollar una política pública orientada no solos a lograr una mayor aprovechamiento de los materiales y energía contenidos en éstos sino a reducir sus los costos reales, tal como se describe a continuación:

La recuperación y reciclaje de una mayor cantidad de materiales a partir de los RSU en México representa no sólo la oportunidad de reducir la necesidad de infraestructura para depositarlos, sino también la disminución de la presión sobre los recursos y las consecuencias y costos ambientales resultantes de su extracción y transformación, además de que significa una excelente oportunidad económica por el valor de su aprovechamiento (SEMARNAT, 2013b).

En el mediano plazo, las estrategias tendrían que orientarse a reducir la generación de residuos de acuerdo al enfoque de las 3R (Reducir, Reutilizar y Reciclar) y a analizar otras estrategias de pre-consumo, como ya han planteado otros países. Algunas de las estrategias más importantes a ser valoradas para aplicarse en México, incluyen la utilización de criterios y herramientas de la economía ecológica para lograr mejoras regulatorias, apoyar la toma de decisiones, generar incentivos fiscales y utilizar estándares globales de contabilidad ambiental, basados en el análisis del ciclo de vida de procesos y productos y en los flujos de materia y energía involucrados, como se menciona a continuación en la tabla 6.3:

Tabla 6.3. Estrategias generales a valorar para México

Estrategias de pre-consumo para el manejo actual de los RSU en México
<ul style="list-style-type: none"> • Propuestas normativas para la implementación del análisis de ciclo de vida en la valoración de productos y servicios. • Utilización de valoraciones y criterios económico-ecológicos como herramienta para la toma de decisiones en política pública. • Implementación de un esquema fiscal para favorecer el diseño de productos con una visión de la "cuna a la cuna". • Promoción de la estandarización internacional en la contabilidad ambiental, basada en el análisis de costos del flujo de materiales en un sistema productivo. • Fabricación basada en el uso eficiente de materiales como parte de una <i>Producción Verde y enverdecimiento</i> de las cadenas de proveedores. • Establecimiento obligatorio de un estándar máximo de huella de carbono en el proceso productivo de productos y servicios.

Como resultado del trabajo de investigación realizado, algunas consideraciones iniciales que deberían hacerse para reorientar la política pública son las siguientes:

Tabla 6.4. Consideraciones iniciales para reorientar la política pública

Consideraciones iniciales para reorientar la política pública
<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollar un plan estratégico para la transición de un enfoque de post-consumo al de pre-consumo en el tema de los RSU, como parte de la política medioambiental nacional, basado en su análisis de costo-beneficio económico-ecológico. • Establecer la internalización de los costos ambientales, económicos y sociales de la gestión de los residuos como parte de un sistema de precios por su tratamiento y disposición final, para atender los problemas ambientales y sociales que generan. • Reorientar la política pública para el manejo de los residuos de una clara preferencia por la disposición de residuos en un relleno sanitario hacia la reducción en la generación de residuos y la utilización de alternativas de tratamiento más costo-eficientes basadas en criterios económico- ecológicos. • Generar las bases para subsanar la carencia de información oficial completa, confiable y suficiente para apoyar la toma de decisiones en el tema de los residuos. • Incluir a los pepenadores y recicladores, como parte de un sistema formal para la gestión de los RSU, con el objetivo de optimizar el reciclaje de materiales en México y fortalecer la valorización de los residuos. • Apoyar el desarrollo de proyectos y líneas la investigación en el campo de la gestión integral de los residuos de RSU con un enfoque multidisciplinario.

Capítulo 7. Conclusiones

En Economía Ecológica, el análisis de ciclo de vida aplicado al tema de los residuos es relativamente reciente y requiere avanzar en diferentes sentidos para atender los rezagos históricos sobre el manejo y tratamiento de dichos materiales, tal como lo mencionan André *et al.*, (2007), Goddard (1995) y Pires *et al.*, (2010). La presente investigación contribuye a atender ese vacío.

El trabajo desarrollado permitió comprobar la hipótesis planteada inicialmente acerca de la posibilidad de determinar la opción de gestión de residuos (o combinación de éstas) más costo eficiente a través de un modelo de economía ecológica que integre el análisis de su ciclo de vida.

El análisis de las alternativas de manejo de RSU para atender la problemática de su tratamiento y disposición final se desarrolló con base en criterios de economía ecológica integrados al análisis de su ciclo de vida, al tener como referencia la mitigación de sus emisiones contaminantes.

Los resultados permitieron atender a las interrogantes planteadas inicialmente sobre las alternativas (o su combinación) para manejar adecuadamente los residuos y reducir la generación de GEI en la Ciudad de México al menor costo económico-ecológico. Además, se analizó la disposición final de los Residuos Sólidos Urbanos en rellenos sanitarios como opción para la Ciudad de México y se demostró que es la opción menos costo-eficiente entre las alternativas analizadas.

Al analizar posibles cambios en la estrategia de manejo de residuos y plantear que una mayor proporción de residuos orgánicos (RO) y materiales reciclables fueran separados y tratados por medio de alternativas más costo-eficientes con menores costos ambientales, económicos y sociales, en lugar de depositarlos directamente en un relleno sanitario, el costo total de manejo de RSU en la Cd. de México podría abatirse y sería factible aprovechar mayormente los costos de oportunidad asociados a su manejo.

En dicho cambio existe un gran potencial, según las estimaciones de GODF(2010) menos del 2% de los residuos orgánicos que son generados actualmente por los habitantes del D.F reciben algún tratamiento, es decir, que de un total de 6,515 ton/día solo se tratan por compostaje aproximadamente 103.8 ton/día. Mientras que de un total 3,363 ton de materiales reciclables con valor comercial que se generan por día, solo se separan entre el 5 y 10% (AEQIG, 2011; INECC., 2013). La separación y aprovechamiento de dichos residuos reduciría los costos económico-ecológicos totales asociados a su transporte, tratamiento y disposición final en los rellenos sanitarios, que después del cierre de Bordo Poniente, se ubican principalmente en Ixtapaluca, Estado de México, en los sitios El Milagro y la Cañada.

Respecto a los objetivos planteados inicialmente para esta investigación, se cumplió con el planteamiento de una metodología para estimar y analizar las implicaciones ecológicas y económicas asociadas a las alternativas de manejo de los Residuos Sólidos Urbanos, a través de la valoración de su ciclo de vida.

También se desarrolló un planteamiento metodológico novedoso basado en criterios de economía ecológica para analizar las opciones de manejo de residuos, orientado a establecer una base científica para analizar opciones de manejo basado en el análisis de su ciclo de vida, a partir de la estimación de aspectos como sus potenciales de impacto al medio ambiente, ahorro de energía y prácticas de conservación de recursos y se generó información sobre el aprovechamiento y valorización de los residuos sólidos basada en el análisis de los costos económicos y ecológicos de su manejo, para contribuir al campo de la economía aplicada a la gestión de los residuos y apoyar la toma de decisiones.

Anexos

Anexo 1. Glosario de términos

Acopio: La acción tendiente a reunir residuos sólidos en un lugar determinado y apropiado para su recolección, tratamiento o disposición final;

Almacenamiento: El depósito temporal de los residuos sólidos en contenedores previos a su recolección, tratamiento o disposición final;

Almacenamiento selectivo o separado: La acción de depositar los residuos sólidos en los contenedores diferenciados;

Aprovechamiento del valor o valorización: El conjunto de acciones cuyo objetivo es mantener a los materiales que los constituyen en los ciclos económicos o comerciales, mediante su reutilización, remanufactura, rediseño, reprocesamiento, reciclado y recuperación de materiales secundarios con lo cual no se pierde su valor económico;

Biogás: El conjunto de gases generados por la descomposición microbiológica de la materia orgánica;

Composta: El producto resultante del proceso de composteo;

Composteo: El proceso de descomposición aerobia de la materia orgánica mediante la acción de microorganismos específicos;

Contaminante primario: contaminante emitido directamente de una fuente hacia la atmosfera.

Contaminante secundario: no es emitido directamente como tal, sino que se forma cuando los contaminantes primarios reaccionan en la atmósfera. Ejemplos: el ozono, que se forma cuando los hidrocarburos (HC) y los óxidos de nitrógeno (NOx) se combinan en presencia de luz solar; el NO₂, que se forma cuando se combina NO con oxígeno en el aire; y la lluvia ácida, que se forma cuando el dióxido de azufre o los óxidos de nitrógeno reaccionan con el agua;

Contenedor: El recipiente destinado al depósito temporal de los residuos sólidos;

Desecho: Son los resultantes de cualquier proceso u operación que esté destinado al desuso, que no vaya a ser utilizado, recuperado o reciclado ya sea por su origen o por su composición química, se considera en esta categoría a aquella fracción de residuos que no son aprovechables y que por lo tanto debería ser tratada y dispuesta para evitar problemas sanitarios o ambientales.

Disposición final: La acción de depositar o confinar permanentemente residuos sólidos en sitios o instalaciones cuyas características prevean afectaciones a la salud de la población y a los ecosistemas y sus elementos;

Disposición final adecuada de residuos: se refiere a su depósito o confinamiento permanente en sitios e instalaciones, como son los rellenos sanitarios y los sitios controlados, cuyas características permiten prevenir su liberación al ambiente y las posibles afectaciones a la salud de la población y de los ecosistemas.

Estaciones de transferencia: Las instalaciones para el trasbordo de los residuos sólidos de los vehículos de recolección a los vehículos de transferencia;

Factor de emisión: es un valor representativo que relaciona la cantidad de un contaminante emitido a la atmósfera con una actividad asociada con la liberación de ese contaminante. Se expresa generalmente como el peso de contaminante dividido por una unidad de peso, volumen, distancia, o la duración de la actividad al emitir el contaminante. Estos factores facilitan la estimación de las emisiones procedentes de diversas fuentes de contaminación del aire y en la mayoría de los casos, son promedios de todos los datos disponibles de calidad aceptable, y en general se supone que representan estimaciones a largo plazo para todas las instalaciones en la categoría de fuente.

Generación: La acción de producir residuos sólidos a través de procesos productivos o de consumo;

Gestión integral de residuos: El conjunto articulado e interrelacionado de acciones y normas operativas, financieras, de planeación, administrativas, sociales, educativas, de monitoreo, supervisión y evaluación para el manejo de los residuos sólidos, desde su generación hasta la disposición final; Impactos ambientales significativos: Aquellos realizados por las actividades humanas que sobrepasen los límites permisibles en las normas oficiales mexicanas, las normas ambientales para el Distrito Federal, la ley ambiental, la ley General, los reglamentos y demás disposiciones jurídicas aplicables, o bien aquellos producidos por efectos naturales que implique daños al ambiente;

Lixiviados: Los líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos sólidos y que contienen sustancias en forma disuelta o en suspensión que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositen residuos sólidos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua;

Manejo de residuos: El conjunto de acciones que involucren la identificación, caracterización, clasificación, etiquetado, marcado, envasado, empaçado, selección, acopio, almacenamiento, transporte, transferencia, tratamiento y, en su caso, disposición final de los residuos sólidos;

Minimización: El conjunto de medidas tendientes a evitar la generación de los residuos sólidos y aprovechar, tanto sea posible, el valor de aquellos cuya generación no sea posible evitar;

Morbilidad: es la cantidad de personas o individuos considerados enfermos o víctimas de enfermedad en un espacio y tiempo determinados. Es un dato estadístico que permite analizar la evolución y avance o retroceso de alguna enfermedad, así como también las razones de su surgimiento y las posibles soluciones.

Plan de manejo: El instrumento de gestión integral de los residuos sólidos, que contiene el conjunto de acciones, procedimientos y medios dispuestos para facilitar el acopio y la devolución de productos de consumo que al desecharse se conviertan en residuos sólidos, cuyo objetivo es lograr la minimización de la generación de los residuos sólidos y la máxima valorización posible de materiales y subproductos contenidos en los mismos, bajo criterios de eficiencia ambiental, económica y social, así como para realizar un manejo adecuado de los residuos sólidos que se generen;

Planta de selección y tratamiento: La instalación donde se lleva a cabo cualquier proceso de selección y tratamiento de los residuos sólidos para su valorización o, en su caso, disposición final;

Pepeña: La acción de recoger entre los residuos sólidos aquellos que tengan valor en cualquier etapa del sistema de manejo;

Recolección: La acción de recibir los residuos sólidos de sus generadores y trasladarlos a las instalaciones para su transferencia, tratamiento o disposición final;

Recolección selectiva o separada: La acción de recolectar los residuos sólidos de manera separada en orgánicos, inorgánicos y de manejo especial;

Reciclaje: La transformación de los materiales o subproductos contenidos en los residuos sólidos a través de distintos procesos que permiten restituir su valor económico;

Relleno sanitario: La obra de infraestructura que aplica métodos de ingeniería para la disposición final de los residuos sólidos ubicados en sitios adecuados al ordenamiento ecológico, mediante el cual los residuos sólidos se depositan y compactan al menor volumen práctico posible y se cubren con material natural o sintético para prevenir y minimizar la generación de contaminantes al ambiente y reducir los riesgos a la salud;

Relleno de tierra controlado: Lugar para la disposición final de los residuos sólidos que no cuenta con la infraestructura propia de un relleno sanitario, pero donde se dan las condiciones mínimas para la compactación y cobertura diaria de los residuos.

Residuos: Todo material o resto que pueda ser nuevamente utilizado a través de un proceso de reciclaje adecuado, esté se transforma en materia prima para otro proceso o actividad y genera un beneficio económico.

Residuos de manejo especial: Los que requieran sujetarse a planes de manejo específicos con el propósito de seleccionarlos, acopiarlos, transportarlos, aprovechar su valor o sujetarlos a tratamiento o disposición final de manera ambientalmente adecuada y controlada;

Residuos inorgánicos: Todo residuo que no tenga características de residuo orgánico y que pueda ser susceptible a un proceso de valorización para su reutilización y reciclaje, tales como vidrio, papel, cartón, plásticos, laminados de materiales reciclables, aluminio y metales no peligrosos y demás no considerados como de manejo especial;

Residuos orgánicos: Todo residuo sólido biodegradable;

Residuos sólidos: El material, producto o subproducto que sin ser considerado como peligroso, se descarte o deseche y que sea susceptible de ser aprovechado o requiera sujetarse a métodos de tratamiento o disposición final;

Residuos urbanos: Los generados en casa habitación, unidad habitacional o similares que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques, los provenientes de cualquier otra actividad que genere residuos sólidos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías públicas y áreas comunes, siempre que no estén considerados por la legislación mexicana como residuos de manejo especial;

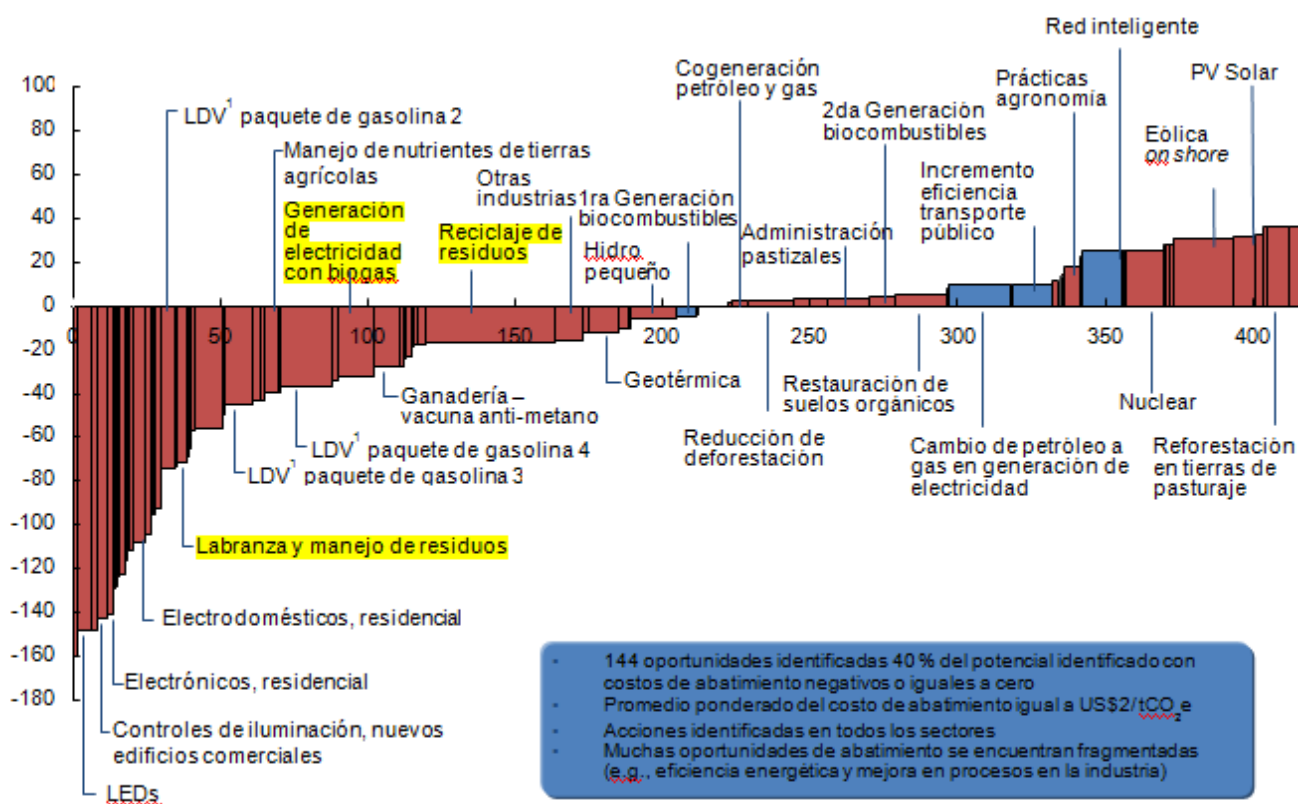
Reutilización: El empleo de un residuo sólido sin que medie un proceso de transformación;

Sitios no controlados: lugares donde se deposita la basura generada no recolectada, que es dispuesta por las diferentes fuentes de generación en tiraderos clandestinos, lotes baldíos o es quemada en los traspatios.

Tratamiento: El procedimiento mecánico, físico, químico, biológico o térmico, mediante el cual se cambian las características de los residuos sólidos y se reduce su volumen o peligrosidad.

Anexo 2. Curva de costos de abatimiento de GEI para México al 2030

Costo de abatimiento, US\$/t CO₂e



1 LDV: vehículos de carga ligera, HDV: Vehículos de carga pesada

Nota: Los costos para las barras de color claro son estimados

Fuente: Centro Mario Molina (2008). McKinsey GHG abatement cost curve V 2.0; Análisis de McKinsey.

Anexo 3. Guía de entrevista.

Valoración de alternativas para la Gestión de los Residuos Sólidos Urbanos

Entrevista: Tratamiento Mecánico- Biológico.

Nombre del entrevistado: _____

Ubicación física: _____

Cargo: _____

Antigüedad en el puesto: _____

Tratamiento Mecánico-Biológico de residuos	Cantidad	Unidad	Observaciones
1. Capacidad de tratamiento de los residuos ton/día:		ton/día	
2. Volumen de residuos RSU tratados en la planta de TMB		ton/día	
3. Distancia recorrida desde el sitio de recolección de residuos hasta la Planta de Tratamiento		Km (ida y vuelta)	
4. Tipo de combustible requerido para el Tratamiento Mecánico-Biológico de residuos			
5. Requerimiento promedio de combustible para el Tratamiento Mecánico-Biológico de residuos/día por tonelada de residuo		litros /ton de RSU tratados	
6. Requerimiento promedio de energía eléctrica para el procesamiento de residuos		KWh/ /ton de RSU tratados, día, mes	
7. Equipos adicionales requeridos para el procesamiento de los residuos			
8. Tipo de combustible utilizado para el transporte de residuos al interior de la planta			
9. Consumo promedio de combustible (día/vehículo, día/flota)		litros/ día, semana, mes	
10. Facturación total por combustible		\$(día/semana/mes)	
11. Costos de mantenimiento de los camiones para transportar residuos		\$/ mes, año	
12. Agua requerida para el proceso u otros insumos		litros /(ton de RSU tratados, día,	

		semana, mes)	
13. Volumen de Biogás generado		litros /(ton de RSU tratados, día, semana, mes)	
14. Volumen de residuos que se obtienen como composta		Ton/ día, semana, mes	
15. Precio de venta de la composta generada		\$/ton composta, mes, año	
16. Volumen de los residuos separados con valor comercial		Ton/ día, semana, mes	
17. Precio de venta de los residuos separados con valor comercial		\$/ton RSU, mes, año	
18. Volumen de residuos que se obtienen como fracción de rechazo		Ton/ ton RSU	
19. Costo del tratamiento/disposición de la fracción de rechazo		\$/ton RSU, mes, año:	
20. Costo total del proceso TMB		\$/ton RSU, mes, año	
21. Horas-hombre requeridos por jornada		Horas-hombre	
22. Costo de la hora- hombre		\$/ Horas-hombre	
23. No. empleados involucrados en la planta.		Empleados	
24. No. días de servicio por semana		Días	

Anexo 4. Estimación de costos de oportunidad en el manejo de los RSU

Como se plantea en el escenario de corto plazo, a continuación se presenta una estimación de dichos beneficios según el esquema actual de manejo de RSU, al considerar una recuperación de solo el 30% del total de residuos orgánicos e inorgánicos generados y según el potencial total de aprovechamiento de materiales, basado en las siguientes consideraciones:

- Recuperación de materiales (RM): composta o sustrato orgánico, vidrio, papel y cartón, metales y plásticos, de acuerdo a la composición promedio de dichos materiales en los RSU de la Cd. de México, en ton/día.
- Recuperación de energía (RE): potencial de recuperación o generación de la energía contenida en los RSU, ya sea por el contenido energético directamente de los materiales o por la generación de biogás cuyo contenido energético ya está definido, y que en ambos casos tiene una equivalencia en términos de energía eléctrica en KWh/día.
- Precio de venta en el mercado (PVM): valor de los materiales (pesos/ton) o de la energía (pesos/KWh) en términos monetarios.

Para el cálculo de los beneficios económicos por alternativa (BE), se aplicó la siguiente ecuación:

$$\mathbf{BE \text{ (pesos/día)} = RM * PVM \quad \text{ó} \quad = RE * PVM}$$

A continuación se muestran los resultados en las tablas A.1 y A.2:

Tabla A.1. Beneficios económicos asociados al manejo de los residuos en la Cd. de México al 2013, bajo un esquema de aprovechamiento: 30% de los residuos orgánicos y 30% de los residuos inorgánicos generados.

Alternativa	Materiales					Energía		
	Composta (pesos/día)	Vidrio (pesos/día)	Papel y cartón (pesos/día)	Metales (pesos/día)	Plásticos (pesos/día)	Total por alternativa (millones de pesos del 2013/día)	MWh/día	Total (millones de pesos del 2013/día)
Compostaje	1,895,743	-	-	-	-	1.90		
TMB	1,895,743	1,400,245	502,338	1,283,558	408,405	5.49		
Incineración	-	-	-	-	-	-	388	0.54
Relleno Sanitario	-	-	-	-	-	-	602	0.84

Como referencia, también se estimó el valor económico contenido en el potencial total de aprovechamiento de materiales según cada alternativa estudiada, como se muestra en la tabla A.2:

Tabla A.2. Beneficios económicos asociados al manejo de los residuos en la Cd. de México al 2013, según el esquema actual de generación al considerar el potencial total de aprovechamiento de materiales.

Alternativa	Materiales					Energía		
	Composta (pesos/día)	Vidrio (pesos/día)	Papel y cartón (pesos/día)	Metales (pesos/día)	Plásticos (pesos/día)	Total por alternativa (millones de pesos del 2013/día)	KWh/día	Total (millones de pesos del 2013/día)
Compostaje	6,320,000	-	-	-	-	6.32		
TMB	6,320,000	4,668,000	1,675,000	4,279,000	1,361,000	18.3		
Incineración	-	-	-	-	-	-	1,293	1.81
Relleno Sanitario	-	-	-	-	-	-	2,007	2.81

Para las estimaciones antes presentadas se consideraron los siguientes precios de venta en el mercado de materiales reciclables y composta generada:

Tabla A.3. Precios promedio de materiales reciclables y composta en el mercado

Precios promedio de materiales reciclables y composta en el mercado (pesos del 2013)		
	pesos/Kg	pesos/ton
Papel limpio	1.24	1,244
Aluminio	9.12	9,125
Vidrio	6.64	6,636
PET	0.83	830
Cartón	0.80	796
Composta/ sustrato orgánico	3.88	3,880

Fuente: Estimado de INE (2002) e Insumos Agropecuarios (2012).

Otros beneficios que deben ser tomados en consideración, son los ahorros de energía correspondientes al reciclaje de materiales. Se considera que la energía asociada al reciclaje de RSU, requerida para recolectar, separar, tratar y procesar los materiales contenidos en los residuos, es menor que la requerida para producir y procesar materiales vírgenes y dar disposición final a los residuos que se generan del proceso (Lea, 1996).

A continuación se presentan las estimaciones de los ahorros en energía que representan los RSU con potencial de ser reciclados en el D.F:

Tabla A.4. Ahorros de energía asociado al reciclaje de RSU

Tipo de RSU	Ahorro de energía (GJ/ton)
Aluminio	222
Plásticos	32.6
Metales	12.6
Papel y cartón	7.0
Vidrio	6.0
Residuos orgánicos	0.0
Otros	0.0

Fuente: Lea (1996).

Con los datos anteriores y los correspondientes al volumen y composición física de los RSU generados en el D.F., se calcula el potencial de energía ahorrada (PAE), basado en los siguientes datos (GODF, 2009):

- Generación total de RSM: 12,439 ton/día.
- RSU generados por los habitantes del Distrito Federal (RSUDF): 11,722 ton/día
- Composición de los RSM:
 - 55.58% fracción orgánica
 - 20.30% subproductos con potencial de reciclamiento, tales como plásticos PET (polietilen-tereftalato), papel, cartón, vidrio y metales
 - 24.12% materiales con escaso valor en el mercado.

Tabla A.5. Composición física porcentual de los materiales reciclables contenidos en los RSU del D.F.

Tipo de RSU	Fracción (%)
Aluminio	0.34
Plásticos	13.21
Metales	1.9
Papel y cartón	10.76
Vidrio	2.48

Fuente: Modificado de GODF, (2009).

Para la estimación del PAE se aplica la siguiente ecuación:

$$\text{PAE} = \text{RSUDF} * \text{FRSU}_i * \text{AE} * \text{factor de conversión (GJ/ kWh)} * \text{Costo pesos/kWh}$$

Donde

PAE= potencial de energía ahorrada (kWh/día)

RSUDF = RSU generados por los habitantes del Distrito Federal (ton/día)

FRSU_i = Fracción del tipo de residuo *i* presente en los RSU.

AE= Ahorro de energía por tipo de energía (GJ/ton)

Los resultados del potencial de energía ahorrada y sus costos se presentan a continuación en la tabla A.6:

Tabla A.6. Potencial de energía ahorrada por el reciclaje de los RSU generados por los habitantes del DF y sus beneficios al 2013.

Tipo de RSU	Volumen de RSU (ton/día)	Ahorro de energía (GJ/ton)	Ahorro de energía (GJ/día)	Ahorro de energía (kWh/día)	Costo de la energía ahorrada (millones de pesos de 2013/día)
Aluminio	39.85	222	8,847.77	2,457,712.67	3.44
Plásticos	1,548.48	32.6	50,480.32	14,022,312.26	19.63
Metales	222.72	12.6	2,806.25	779,513.00	1.09
Papel y cartón	1,261.29	7	8,829.01	2,452,502.89	3.43
Vidrio	290.71	6	1,744.23	484,509.33	0.68
TOTAL	3,363.04		72,707.58	20,196,550.14	28.28
Consideraciones:					
1 kWh (Cengel et al., 2003) =	3600 KJ =	0.0036	GJ		
Precio del suministro eléctrico (CFE, enero 2013).	1.40	Pesos/KWh		CFE. Tarifas generales en media tensión O-M, Servicio industrial en la zona central.	

Como se puede observar en la tabla A.6, el potencial total de los ahorros económicos por la energía asociada al reciclaje de residuos en la Cd. De México es cercana a 28.8 millones de pesos por día, cifra que sumada a los 18.3 millones de pesos que se podrían obtener por medio del TMB resulta en casi 47 millones de pesos diarios del 2013 (17,191 millones de pesos anuales) solo por beneficios económicos contenidos en los RSU que actualmente se generan en dicha ciudad.

Anexo 5. Procedencia de los datos e información base para los cálculos

Con el objeto de tener un control sobre la información utilizada para realizar los cálculos en la presente investigación, a continuación se presenta un listado sobre el origen de los datos más relevantes, en el cual se indica la fuente y se aclara con "N" cuando se trata de información nacional e "I" cuando ésta proviene de otros países:

Tabla A.7. Información utilizada para las estimaciones.

Información utilizada para las estimaciones	Procedencia de la información	
<ul style="list-style-type: none"> • Cantidad de residuos recolectados, transportados y tratados por día • Cantidad de vehículos utilizados 	GODF (2010)	N
<ul style="list-style-type: none"> • Datos del Diesel usado como combustible : poder calorífico, precio en el mercado 	SENER (2010)	N
<ul style="list-style-type: none"> • Costos de mitigación GEI en México 	Estimado de Centro Mario Molina, (2008)	N
<ul style="list-style-type: none"> • Costo de generación de energía en México por medio de fuentes alternativas. 	SENER (2005)	N
<ul style="list-style-type: none"> • Costos de la energía eléctrica en México 	CFE. Tarifas generales en media tensión O-M, Servicio industrial en la zona central.	N
<ul style="list-style-type: none"> • Costos de Gas LP y Diesel en México 	SENER (2013)	N
<ul style="list-style-type: none"> • Precios de venta de residuos reciclables y composta 	INE (2002); AEQIG (2011); CFE (2013). Insumos Agropecuarios (2012).	N
<ul style="list-style-type: none"> • Distancias recorridas a los sitios de tratamiento y disposición final 	Estimado de Mapas D.F., (2006)	N
<ul style="list-style-type: none"> • Información de la población en México 	CONAPO (2013)	N
<ul style="list-style-type: none"> • Rendimiento promedio de combustible de los vehículos recolectores 	EPA (2004): Mobile México 6.2.	I/N
<ul style="list-style-type: none"> • Costos de tratamiento de residuos 	Jiménez (2013); Orta <i>et al.</i> , (2009); Iglesias (2007); Bio-sistemas sustentables S.A de C.V	I/N
<ul style="list-style-type: none"> • Datos de inflación para estimación de precios y corrección de costos al 2013, en México y Estados Unidos 	Banco de México, Estadísticas económicas Estados Unidos	I/N
<ul style="list-style-type: none"> • Factores de emisión para la estimación de contaminantes 	Smith <i>et al.</i> , (2001); Vollebergh (1997); EPA (2004); Komilis y Ham (2004); Trozzi <i>et al.</i> , (2013); Poletto y Da Silva (2009); Schuster (1999); EPA,	I

	(2012).	
• Datos técnicos de las alternativas de tratamiento	Molleda <i>et al.</i> , (2011); Panesso <i>et al.</i> , (2011); Martin, (2009); Poletto y Da Silva (2009); Schuster (1999).	I
• Ahorros de energía asociados al reciclaje	Lea (1996)	I
• Eco-costos de las emisiones contaminantes GEI y no GEI	TU Delf (2012)	I
• Relación entre emisiones concentraciones y emisiones contaminantes en el ambiente.	Modificado de Blumberg (2004).	I

La información de referencia de las etapas y alternativas de gestión para el inventario de ciclo de vida, se presenta de manera detallada a continuación según la etapa a la que corresponden:

Recolección y transporte

Las emisiones de la recolección y transporte de RSU están vinculadas fundamentalmente al tipo de combustible que se utilice en los vehículos, tamaño de la carga útil y la distancia recorrida (Smith *et al.*, 2001). A continuación se presentan las emisiones correspondientes a esta etapa en la tabla A.8:

Tabla A.8. Emisiones asociadas a la recolección y transporte de RSU.

Emisiones/autor	Datos reportados	
CO ₂ Smith <i>et al.</i> , (2001)	-Transporte con capacidad 3.5-7.5 ton: 0.45 KgCO ₂ /Km ó 4.5x10 ⁻⁴ tonCO ₂ /Km -Transporte con capacidad mayor a 33 ton y articulado: 0.84 KgCO ₂ /Km ó 8.4x10 ⁻⁴ tonCO ₂ /Km -Transporte recolector en la estación de transferencia: 0.71 KgCO ₂ /Km ó 7.1x10 ⁻⁴ tonCO ₂ /Km	
	Factores de emisión del transporte por alternativa de gestión de RSU	Consideraciones
	-Relleno sanitario: 7.2 KgCO ₂ /ton de residuos	Recolección domiciliaria directa al Relleno Sanitario (0.8 KgCO ₂ /ton), domicilio- estación de transferencia (3.5 KgCO ₂ /ton) y estación de transferencia-RS (2.9 KgCO ₂ /ton), 40 Km de distancia recorrida y carga útil promedio 5-6.7 ton
	-Incineración: 7.7 KgCO ₂ /ton de residuos	Recolección domiciliaria directa al incinerador (0.8 KgCO ₂ /ton), domicilio- estación de transferencia (3.5 KgCO ₂ /ton), y estación de transferencia-incinerador (2.9 KgCO ₂ /ton), transporte de cenizas (0.2-0.4 KgCO ₂ /ton) y transporte de metales desde el incinerador para su reprocesamiento (0.3 KgCO ₂ /ton), 40-100 Km de distancia recorrida y carga útil promedio 5-20 ton.
	-Tratamiento mecánico biológico: 4.5	Recolección domiciliaria directa a la

	KgCO ₂ /ton de residuos	planta de TMB (4.3 KgCO ₂ /ton), transporte de la fracción de rechazo desde la planta de TMB al incinerador y de metales para su reprocesamiento (0.1 KgCO ₂ /ton cada uno), 10-100 Km de distancia recorrida y carga útil promedio 5-20 ton.
	-Compostaje/digestión anaerobia: 7.7 KgCO ₂ /ton de residuos	Recolección domiciliaria directa a la planta de tratamiento (2.4-4.2 KgCO ₂ /ton), transporte de residuos hasta un relleno sanitario (0.4 KgCO ₂ /ton), transporte de la composta hasta su punto de venta (0.2 KgCO ₂ /ton), 5-40 Km de distancia recorrida y capacidad de carga útil 5-20 ton.
CO₂ Komilis y Ham, (2004)	7.3 x10 ⁻³ a 2.2 x10 ⁻² tonCO ₂ /ton de residuos 1.12x10 ⁻³ tonCO ₂ /ton de residuos	Emisiones por el consumo de diesel durante el transporte y compostaje de los residuos.
CO₂ CH₄, CO, N₂O, SO₂, NO_x, VOC Vollebergh (1997)	Bióxido de carbono (CO ₂): 2740 g de CO _{2e} /litro de diesel Metano (CH ₄), monóxido de carbono (CO) y óxido nítrico (N ₂ O): 261 g de CO _{2e} /litro de diesel. Dióxido de azufre (SO ₂): 3.4 g/litro de diesel. Óxidos de nitrógeno (NO _x): 10.3 g/litro de diesel. Compuestos orgánicos volátiles (VOC): 2.5 g/litro de diesel.	Se considera un rendimiento de 14.5 Km/litro de diesel. Los factores de emisión para los gases de efecto invernadero (CO ₂ , CH ₄ , CO, N ₂ O) se calcularon según datos de la OCDE citados por Vollebergh (1997) y están en unidades de g de CO _{2e} /litro de diesel
N₂O Smith <i>et al.</i> , (2001)	9 gCO _{2e} /Km	Emisiones por el consumo de diesel en vehículos pesados para el transporte de residuos representan solo el 1% de las emisiones de CO ₂
HC, CO, NO_x EPA (2011)	Hidrocarburos (HC), de 4.9 a 4.82 g/milla ⁵ , equivalente a 3.06 a 3.01 g/Km Monóxido de Carbono (CO), de 16.9 a 16.66 g/milla, equivalente a 10.56 a 10.41 g/Km Óxidos de nitrógeno (NO _x), de 9.87 a 6.49 g/milla, equivalente a 6.16 a 4.05 g/Km	Transportes de carga pesada que utilizan diesel como combustible, von entre 20y 10 años de antigüedad y trabajo en condiciones de gran altitud.

⁵ 1 milla= 1.6 Km

Tratamiento y disposición final

Los aspectos técnicos, ambientales y económicos de las alternativas de gestión de residuos seleccionadas, se presentan a continuación. Cabe mencionar, que parte de la información que se incluye en la siguiente sección es contribución de Jiménez (2013), cuyo trabajo forma parte del presente proyecto de investigación. Mientras que otros datos fueron identificados y seleccionados durante la compilación de información de insumos y emisiones requeridas para desarrollar el inventario. En todo caso se hacen las referencias correspondientes.

Compostaje y digestión anaerobia de RSU

El compostaje permite la transformación de la materia biodegradable contenida en los residuos en un producto útil que se pueda aplicar a la tierra como mejorador de suelo. La descomposición biológica de los materiales se realiza en condiciones controladas y al producto resultante, que es inodoro y no presenta riesgos para el ambiente, se le conoce como composta. El compostaje es considerado como una opción para reducir hasta en un 50% el peso de los residuos a ser depositados en un sitio de disposición final (SEMARNAT-INE, 2006a).

La principal diferencia entre el compostaje y la descomposición natural de la materia se basa en el control que se ejerce sobre el proceso. Las emisiones resultantes directamente del compostaje de los residuos varían en función de la composición de los residuos, como resultado del proceso principalmente se genera: bióxido de carbono (CO_2), amoníaco (NH_3) y lixiviados (Jiménez, 2013). A continuación en la tabla A.9 se presentan algunos de los datos disponibles:

Tabla A.9. Emisiones asociadas al compostaje

Emisiones	Datos reportados			
	EPA (2012)	Komilis y Ham, (2004)	Jiménez (2013)	Smith (2001)
$\text{CO}_2/\text{CO}_2\text{e}$	Emisiones totales desde la recolección, transporte y volteo: 0.04 ton $\text{CO}_2\text{e}/\text{ton}$ de residuos ⁶ . Compostaje centralizado de los residuos orgánicos: 0.20 ton $\text{CO}_2\text{e}/\text{ton}$ de residuos por almacenamiento neto de carbono en insumos orgánicos	Emisiones derivadas de compostaje (biomasa): de 2.5 X10 ² Kg/ton a 3.9X10 ² Kg/ton de residuos. CO_2 (Origen fósil): 2.2 X10 ¹ Kg/ton. El 90% del CO_2 total emitido	0.017 ton de CO_2/ton de residuos.	Los flujos netos de emisiones varían entre -12 y -58 Kg $\text{CO}_2\text{e}/\text{ton}$ de residuos, con un valor promedio de -26 Kg $\text{CO}_2\text{e}/\text{ton}$ de residuos. El flujo es negativo, porque se considera la energía y materiales no usados asociado a los beneficios de reducir los

⁶ Los datos que están en unidades de ton CO_2e incluyen las emisiones de CO_2 y NH_3

	tratados y aplicados al suelo agrícola.	durante el compostaje de los residuos se debe a la descomposición de la biomasa.		requerimientos de fertilizantes, materiales combustibles, y en el caso de digestión anaerobia la energía obtenida.
Partículas PM _{total}		3.8X10 ⁻² Kg/ton		
NO _x		1.4X10 ⁻¹ Kg/ton		
Hidrocarburos HC		2.3X10 ⁻² Kg/ton		
SO _x		1.9X10 ⁻¹ Kg/ton		
NH ₃		3.7X10 ⁻¹ Kg/ton		
Pb		1.3X10 ⁻⁹ Kg/ton		
CH ₄		1.4X10 ⁻⁴ Kg/ton		
HCl		1.4X10 ⁻⁷ Kg/ton		
Lixiviados		De 0 a 490 L/ton de residuos		
Tiempo promedio de estabilización de los residuos		Hasta 28-45 días dependiendo de la calidad del compostaje.	56 días	

Una planta de compostaje que opera adecuadamente no genera olores desagradables, sin embargo puede representar la pérdida de comodidad para la población aledaña, debido al tráfico de camiones transportadores de residuos y composta, generación de ruido y deterioro estético. Los tipos de plantas de compostaje más comunes son (Jiménez, 2013):

- Planta de operación manual, con capacidad de producción de hasta 50 t/año de composta.
- Plantas parcialmente mecanizadas, con capacidad de producción de hasta 500 ton/año de producto.
- Plantas mecanizadas, con capacidad de producción de hasta 1000 ton/año de composta.

Algunas de los procesos más importantes del compostaje de residuos son la elección y separación de los materiales, trituración y homogenización, formación de la pila de composteo y ventilación (Landín, 2010; Jiménez, 2013). A nivel industrial, para facilitar la realización de dichos procesos generalmente se utiliza equipamiento que mínimamente incluye: triturador, homogenizador, molino, volteador, y un tractor para formar las pilas (Komilis y Ham, 2004; Emison, 2012). Dichos equipos tienen los siguientes requerimientos de energía reportados, que se muestran en la tabla A.10:

Tabla A.10. Requerimientos de energía o combustible del equipamiento mínimo de compostaje.

Equipo	Energía por tonelada de RSU	Combustible diesel por tonelada de RSU
Volteador (windrow Turner)	0.13 kW h/ton	0.9 litros /ton
Triturador-homogenizador (tub grinder)	10.2 kW h/ton	1.3 litros/ton
Tractor (front end loader)	112 kW/ ton.día	0.40 litros /ton
Triturador (hammermill)*	15 Kw h/ton	
Molino (Trommel)*	0.8 -1.1 kW h/ton	

*Equipos cuyo funcionamiento se basa completamente en energía eléctrica.

Fuente: Komilis y Ham (2004).

El arreglo físico de un sistema de composteo depende de diversos factores entre los que destacan las características y cantidades de los residuos a tratar y la superficie y tiempo de tratamiento disponible (Landín, 2010). El requerimiento de espacio para instalar una planta de compostaje varía en función de su tipo, sin embargo, se estima que se requiere un espacio de 94,300m² de superficie para tratar 232 ton/día (Orta *et al.*, 2009).

En México las plantas de compostaje comenzaron a construirse alrededor de los años 60's como alternativa para prolongar la vida útil de los sitios de disposición final. Actualmente, una tercera parte de las plantas instaladas se encuentran fuera de servicio debido a razones administrativas, políticas y sociales principalmente (SEMARNAT-INE, 2006a).

Entre las plantas de compostaje que continúan en operación cerca de la Ciudad de México, destacan: Bordo Poniente, Cuautitlán Izcalli, Atizapán de Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Universidad Autónoma Metropolitana y Jiutepec.

En la planta de Bordo Poniente al 2009, se recibían 120 ton/día de materia orgánica (biomasa) y se producían 30 ton/día de composta, es decir que con el compostaje se obtenía una reducción del 75% en el peso de los residuos procesados. Otros datos indican que el compostaje de 100 Kg de materia orgánica y 45 Kg de fracción vegetal resulta en aproximadamente 5 Kg de impurezas y 60 Kg de composta (Orta *et al.*, 2009).

De acuerdo con Jiménez (2013), los elementos básicos a considerar en el compostaje de los residuos son los que se despliegan en la tabla A.11:

Tabla A.11. Variables asociadas al compostaje.

Compostaje	
<i>Variable</i>	<i>Observaciones</i>
Costo por tonelada de residuos tratados	de 800 a 1200 pesos/ton
Equipo de monitoreo de temperatura	-
Equipo de monitoreo de humedad	-
Equipo de monitoreo de pH	-
Equipo de captación de lixiviados	-
Necesidad de personal operativo	Construcción, operación, monitoreo y mantenimiento
Emisión de CO ₂ por tonelada de RSU	17.5 kg/ton
Control de nutrientes (relación C/N)	Personal y equipo
Uso de maquinaria pesada	Costo inicial, mantenimiento y operación
Equipo de control de oxígeno	Aireación mecánica o manual y/o tuberías
Requerimiento de separación previa	Requiere de una separación entre degradables y no degradables
Equipo de trituración de residuos	-
Uso de combustibles	En maquinaria y proceso de secado
Formación de lixiviados	Se aprovechan para inocular los residuos que inician el proceso
Remuneración económica	Mercado de composta
Tiempo de estabilización de los residuos	56 días (actividad microbiológica estable)
Deterioro estético	pérdida de bienestar

Fuente: Jiménez (2013).

Tratamiento mecánico-biológico de residuos

El tratamiento mecánico biológico (TMB) consiste en la separación mecánica de residuos en dos fracciones: biodegradables y de rechazo. La fracción biodegradable es sometida a una descomposición aerobia o anaerobia antes ser llevada a un sitio de disposición final. La fracción rechazada, compuesta por residuos reciclables y residuos no fermentables, es valorizada y llevada a plantas de reciclaje o incineración (Smith et al. 2001). El TMB se enfoca a la degradación de los residuos fermentables por medio de su compostaje y biodigestión (Jiménez, 2013).

El TMB puede variar dependiendo de la configuración de cada planta. Entre sus etapas principales se distinguen las siguientes: recepción; separación manual, por tamaño, separación por forma y densidad de metales; trituración y proceso biológico. La duración del proceso y las propiedades del producto estabilizado pueden variar en función del tratamiento que se emplea (Jiménez, 2013).

Además del compostaje, otra opción para lograr la degradación biológica de los residuos orgánicos es la digestión anaerobia (DA). Ésta no forma parte de las alternativas seleccionadas para su estudio en el presente trabajo, sin embargo,

debido a que frecuentemente está asociada al Tratamiento Mecánico Biológico, su información relevante se incluye a continuación:

En la digestión anaerobia, a diferencia del compostaje, la materia orgánica se degrada por efecto de la acción microbiana en ausencia de oxígeno y como resultado se genera biogás y un producto digerido. Este proceso es ampliamente utilizado para el tratamiento de residuos agrícolas, de ganadería e industriales, incluyendo el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica, como las que se producen en la industria alimentaria. Se considera como opción para reducir emisiones de GEI, cuando se realiza el aprovechamiento energético del biogás generado (Jiménez, 2013).

La DA también es parte del Tratamiento Mecánico Biológico (TMB), que se describe más adelante en esta sección, y se utiliza para degradar la fracción orgánica de los residuos una vez que éstos han sido separados de la fracción no biodegradable.

Los aspectos más importantes asociados a la DA son los siguientes (Jiménez, 2013):

- Los lixiviados generados en el proceso de digestión anaerobia se aprovechan para inocular los residuos a tratar, posteriormente la mezcla es bombeada a los biodigestores donde permanecen de 2 a 3 semanas (Smith *et al.*, 2001), donde se genera el biogás que es extraído y llevado a un proceso de tratamiento para eliminar impurezas tales como H_2S , agua y COV's y lograr su aprovechamiento. Dicho biogás por su alto contenido de metano tiene un poder calorífico (PC) de aproximadamente 6.4 kWh/Nm, considerando un contenido de 60% de metano
- El biogás generado varía en su composición en función del tipo de residuos tratados y la tecnología empleada. Una composición estándar considera de 50 a 70% de metano (CH_4), 30 a 40% dióxido de carbono (CO_2) y menos del 5% de hidrógeno (H_2), ácido sulfhídrico (H_2S) y trazas de otros gases como el amoníaco y nitrógeno (Jiménez, 2013).
- Una vez terminado el proceso de degradación, el producto resultante del proceso se extrae del biodigestor y es deshidratado para reducir su humedad hasta un 50% y llevado al proceso final de estabilización, que comúnmente se realiza en pilas de composta.
- La fracción de producto estabilizado, que no cumple con las características para ser considerado como composta, es depositado en un sitio de disposición final. La fracción que si las cumple es utilizada en la agricultura como mejorador de suelo.
- El volumen de biogás generado en las plantas de DA que operan en la Unión Europea es de 100 m³/ tonelada de residuos biodegradables y se considera tienen una capacidad para generar 600 kW de calor ó 180 kW de electricidad a una eficiencia de 30% por tonelada de residuos (Smith *et al.* 2001).

- La instalación de una planta de digestión anaerobia estándar con capacidad para tratar 1,000 ton/día requiere un aproximado de 4 a 6 Ha de terreno (Orta *et al.*, 2009).

Después de la degradación biológica, los productos resultantes son dispuestos en un relleno sanitario. El TMB reduce el potencial de generación de biogás en un relleno sanitario de 30 a 90% comparado con la disposición de residuos sin tratamiento previo (Smith *et al.*, 2001; Molleda *et al.*, 2011). Además, como resultado del TMB aumenta el grado de compactación de residuos en el relleno sanitario hasta 1.5 toneladas por metro cúbico, mientras que la producción de lixiviados disminuye debido a una menor infiltración de agua a través de los residuos. Se logra una reducción del volumen de los residuos de 50-70% (Orta *et al.*, 2009) y el volumen del sustrato generado como resultado del tratamiento de la fracción orgánica es de 0.47 ton de sustrato/ton de residuos orgánicos tratados (López, 1998).

De manera resumida a continuación en la tabla A.12 se muestran los datos reportados de emisiones por el tratamiento mecánico biológico, así como también se presentan los requerimientos de energía o combustible del equipamiento mínimo necesario para sus procesos en la tabla A.13:

Tabla A.12. Emisiones asociadas al tratamiento mecánico biológico.

Emisiones	Datos reportados	
	Smith et al., (2001).	López (1998)
CH ₄	De 74 a 171 Kg CO ₂ e/ton de RSU equivalentes a: 7.4X10 ⁻² a 17.1X10 ⁻² ton CO ₂ e/ton de RSU	0.073 ton de metano/ton de residuos orgánicos
CO ₂		0.17 ton de bióxido de carbono/ton de residuos orgánicos
N ₂ O	3 Kg CO ₂ e/ton de RSU 3X10 ⁻³ ton CO ₂ e/ton de RSU	
Observaciones	Las variaciones en las emisiones corresponden principalmente a tres factores: 1. Uso posterior de la composta generada en la etapa de degradación biológica, que puede ser dispuesta en un relleno sanitario o aplicada como mejorador de suelo, 2. Eficiencia en la recolección y oxidación de los gases producidos y 3. Manejo de la fracción de rechazo que puede ser incinerada o dispuesta en un relleno sanitario.	Datos estimados para una planta industrializadora de residuos ubicada en San Juan de Aragón, Cd. De México.

Tabla A13. Requerimientos de energía o combustible del equipamiento mínimo de TMB.

Equipo	Energía por tonelada de RSU	Combustible diesel por tonelada de RSU
Triturador-homogenizador (tub grinder)	10.2 kW h/ton	1.3 litros/ton
Tractor (front end loader)	112 kW/ ton.día	0.40 litros /ton
Triturador (hammermill)*	15 Kw h/ton	
Molino (Trommel)*	0.9 -1.1 kW h/ton	
Banda transportadora (tipo rastrillo con capacidad máx. de 30 ton/h, materiales a granel)**	0.85 kW h/ton	

*Equipos cuyo funcionamiento se basa completamente en energía eléctrica.

Fuente: Komilis y Ham (2004), Reyes y Pérez (2012)**.

El tratamiento mecánico biológico como alternativa de gestión tiene las siguientes ventajas (Jiménez, 2013):

- Aumenta la vida útil de un relleno sanitario
- Se reduce la emisión de gases de efecto invernadero,
- Posibilita la generación de energía a partir de la combustión de la fracción de rechazo con mayor poder calorífico, que puede alcanzar 6 MJ por kilogramo de residuo sólido tratado.

En México, se cuenta con algunas experiencias de aplicación del TMB, como el programa piloto que se realizó en el año 2003 en el municipio de Atlacomulco, Edo. de México (PGRSU, 2006) con una capacidad instalada de 16,000 ton/día, éste estuvo en operación por un año por parte de la empresa alemana FABER-AMBRA, sin embargo, no se renovó posteriormente su concesión por falta de interés de las autoridades municipales (Orta *et al.*, 2009). Otra planta de este tipo se ubica en el municipio de Nicolás de Romero, donde una empresa privada utiliza este sistema para además de tratar los RSU, producir y comercializar abono orgánico.

De acuerdo con Jiménez (2013), los elementos básicos a considerar en el TMB de los residuos son los que se mencionan en la tabla A.14:

Tabla A.14. Variables asociadas al tratamiento mecánico biológico.

Tratamiento mecánico-biológico	
Variable	Observaciones
Necesidad de personal operativo	Construcción, operación, monitoreo y mantenimiento
Uso de maquinaria	Para el proceso de separación e implican costo inicial y de mantenimiento
Utilización de bandas transportadoras	Para el proceso de separación e implican costo inicial y de mantenimiento
Empleo de maquinaria para trituración	
Costo del tratamiento por tonelada de residuos	\$965 a \$1206 pesos
Requerimiento separación previa	No se requiere
Recuperación económica	Al separar los residuos se pueden recuperar materiales reciclables o reutilizables
Deterioro estético	Pérdida de bienestar en la población aledaña.
Versatilidad en el proceso de biodegradación de los la fracción orgánica de los residuos	Se puede realizar composteo o digestión anaerobia.

Fuente: Modificado de Jiménez (2013).

Las variables que se muestran en la tabla anterior de Jiménez (2013), solo consideran el TMB, por ello adicionalmente hay que considerar las que corresponden al proceso biológico de descomposición ya sea aerobio o anaerobio y sus respectivas emisiones de CO₂ y CH₄, como se presenta a continuación:

En México la digestión anaerobia ha sido empleada principalmente como alternativa para el tratamiento de los lodos de aguas residuales provenientes de la industria y en el sector agrícola (Monroy, 2006), donde también es factible aprovechar el estiércol y los residuos orgánicos para generar biogás. En el tratamiento de RSU, la DA es parte del proceso del TMB.

De acuerdo con Jiménez (2013), los aspectos a considerar en la digestión anaerobia de los residuos son los que se presentan en la tabla A.15 siguiente:

Tabla A.15. Variables asociadas a la Digestión Anaerobia.

Digestión anaerobia	
Variable	Observaciones
Costo por tonelada de residuos tratados	\$965-\$1,126 pesos
Equipo de monitoreo de temperatura	-
Equipo de monitoreo de pH	-
Control de nutrientes (relación C/N, C/F)	-
Equipo de captación y recirculación de lixiviados	-
Equipo de captación y adecuación de biogás	-
Necesidad de personal operativo	Construcción, operación, monitoreo y mantenimiento
Equipo para agitación y recirculación	Personal y equipo
Uso de maquinaria pesada	Costo inicial, mantenimiento y operación
Equipo de control de oxígeno	Aireación mecánica o manual y/o tuberías
Requerimiento de separación previa	Requiere de una separación entre degradables y no degradables
Emisión de metano (CH ₄)	La cantidad emitida es mínima ya que éste se capta y aprovecha
Generación de electricidad	180 kW/ton
Generación de olores	A pesar de tener control sobre el proceso se pueden llegar a generar olores desagradables
Deterioro estético	-
Remuneración económica	Asociado a la generación de energía eléctrica

Fuente: Jiménez (2013).

Incineración de RSU

La incineración se considera un proceso exotérmico de oxidación química a alta temperatura. Su objetivo es reducir el volumen de los residuos para realizar su disposición final en un relleno sanitario y permite lograr reducciones de hasta 90% de volumen y 75% en peso y se posibilita la recuperación de energía (Jiménez, 2013; Orta *et al.*, 2009).

Existen 3 clases principales de tecnologías utilizadas para la combustión de RSU: las unidades de combustión de masa (mass burning), las que utilizan desechos como combustible y las cámaras de combustión modulares. Sin embargo, solo en la primera opción los RSU son tratados sin ningún procesamiento previo (Orta *et al.*, 2009), por tal motivo es la opción que se considera más adecuada para los RSU. Estas varían en capacidad desde 50 a 1,000 toneladas por día y sus diseños pueden ser de cascada, rotatorios o de pared refractaria (EPA, 211).

El proceso de incineración se puede dividir en tres etapas principales: alimentación, incineración y control de emisiones contaminantes, cuya composición depende en gran medida de la heterogeneidad del combustible. Para llevar a cabo la combustión de los residuos se requiere de un horno cuyas

características dependen de la composición, cantidad y humedad de los materiales a incinerar. El más utilizado para la incineración de RSU es el horno de parrillas, porque los residuos requieren de un mínimo tratamiento previo, (Jiménez, 2013).

Las emisiones de la incineración de residuos dependen principalmente de los materiales a incinerar y del equipo utilizado, los datos de emisiones reportadas se presentan a continuación en la tabla A.16:

Tabla A.16. Emisiones asociadas a la incineración de RSU.

Emisiones	Datos reportados	Consideraciones
Smith et al., (2001):		
CO ₂ e	0.18 ton CO ₂ e/ton de RSU	Los RSU están mezclados, sin recuperación de energía. Los datos son flujos netos de CO ₂ e, para considerar la reducción de emisiones asociadas a la recuperación de energía generada por la incineración se debe tomar en cuenta la fuente de energía que reemplazaría.
EPA (211):		
CO ₂	9.85 x10 ² Kg/ton	Datos de incineración de RSU y otros sólidos no peligrosos. Los factores de emisión reportados corresponden a Unidades de combustión de masa y modulares.
CO	2.32 x10 ⁻¹ Kg/ton	
NOx	1.83 Kg/ton	
Partículas (PM)	1.26x10 ¹ Kg/ton	
Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Mercurio (Hg), Niquel (Ni) y Plomo (Pb)	De 2.14 a 5.41x10 ⁻³ Kg/ton para As, Cd, Cr, Hg y Ni. 1.07x10 ⁻¹ Kg/ton para el Pb	
Dioxinas y furanos	Sin datos	

La localización de una planta de incineración por lo general se restringe a áreas de tipo industrial y su instalación requiere de un aproximado de 1 a 2 Ha de terreno para tratar 100 ton/día y de 2 a 3 Ha de terreno para tratar 300 ton/día (Orta *et al.*, 2009).

En la Ciudad de México se instaló una planta incineradora de RSU con fines experimentales en 1990, en el complejo San Juan de Aragón de la Delegación Gustavo A. Madero. El diseño y tecnología utilizada en su construcción corresponde a los años sesenta y se actualizó con equipamiento para el control de partículas sólidas, pero sin equipamiento para el control de gases ácidos, dioxinas y furanos. Su capacidad de incineración era de 100 ton/día y los materiales a incinerar debían tener ciertas características: fracción combustible mayor a 25%, humedad menor a 50%, poder calorífico inferior de los materiales a incinerar de 1,200 a 1,500 Kcal/Kg. La generación de cenizas correspondía a 10-35% del peso

de los residuos incinerados. Debido a que la planta no contaba con el equipamiento necesario para el control de emisiones tóxicas, nunca entró en funcionamiento formalmente como alternativa de tratamiento de residuos (Orta *et al.*, 2009).

Datos provenientes de algunas plantas modelo de incineración de residuos en otras partes del mundo, que tienen capacidad para tratar 260,000 toneladas al año y que cuentan con más de 80 trabajadores, indican que las emisiones sólidas y los consumos/producción de energía asociadas pueden ser las siguientes (Schuster 1999; Smith *et al.*, 2001):

- 249 kg de escoria y cenizas/tonelada de residuos.
- Consume aproximadamente 20 kg de gas/ tonelada incinerada.
- Produce 116 kW/h de energía eléctrica/tonelada de residuos.

De acuerdo con Jiménez (2013), los elementos básicos a considerar en la incineración de los residuos son los que se presentan en la Tabla A.17:

Tabla A.17. Variables asociadas a la incineración de RSU.

Incineración	
Variable	Observaciones
Requerimiento de separación previa	Prácticamente no es necesaria
Equipo y maquinaria para el movimiento de residuos	
Equipo de monitoreo y control de temperatura	
Equipo de monitoreo y control de flujos de aire	
Equipo para limpieza de gases	
Necesidad de personal operativo	Mínimo personal en la operación
Uso de combustible	En encendido y para incinerar los residuos de bajo PC
Tiempo de vida de una planta de incineración de RSU	20-30 años
Generación de energía eléctrica por tonelada de residuos	116 kWh/ton
Costo por tonelada de residuos	\$1,145
Costo de inversión inicial	\$1,200 a \$2,400 millones de pesos
Generación de escorias y cenizas por tonelada de residuos	Reduce el volumen 90% y el peso 75%
Emisión de CO ₂ por tonelada de residuos	117-255 kg/ton
Deterioro estético	
Remuneración económica	Potencial para generar energía eléctrica propia

Fuente: Modificado de Jiménez (2013).

Disposición final de RSU en relleno sanitario

Un relleno sanitario es una obra de infraestructura que aplica métodos de ingeniería para la disposición final de los residuos sólidos en sitios adecuados al ordenamiento ecológico, donde los materiales se depositan y compactan al menor volumen práctico posible y se cubren con material natural o sintético para prevenir y minimizar la generación de contaminantes al ambiente y reducir los riesgos a la salud.

En México la disposición final de residuos sólidos en un relleno sanitario debe cumplir con lo establecido en la norma NOM-083-SEMARNAT-2003 a cerca de las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias.

Las emisiones asociadas a un relleno sanitario básicamente son biogases y lixiviados. La generación de biogás es resultado de la descomposición anaerobia de los residuos depositados y varía según las características de los mismos. A continuación en la tabla A.18 se muestra la composición típica del biogás producido en un relleno sanitario según diferentes trabajos de investigación:

Tabla A.18. Emisiones asociadas a un relleno sanitario, % en Volumen.

Emisiones	Datos reportados, % en Volumen		
	EPA (2011)	Kiss (2006)	Jiménez (2013)
Metano (CH ₄)	55	40-60	50 a 70
Dióxido de carbono (CO ₂)	40	40-50	30 a 40
Nitrógeno (N ₂)	5	2-3	2-3
Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S)	Trazas	1-2	1-2
Hidrógeno (H ₂), Oxígeno (O ₂), Monóxido de carbono (CO), Amoniaco (NH ₃), Hidrocarburos aromáticos y cíclicos y Compuestos orgánicos volátiles (COV)	Trazas	Trazas	Trazas

La mayor parte de las emisiones de las emisiones de compuestos orgánicos diferentes al metano son resultado de la volatilización de los compuestos orgánicos contenidos en el relleno sanitario. Pequeñas cantidades pueden ser generadas por los procesos biológicos y las reacciones químicas dentro del sitio. Esta fracción frecuentemente contiene algunos contaminantes orgánicos peligrosos, gases de efecto invernadero y compuestos asociados con el agotamiento del ozono estratosférico (EPA, 2011).

Otras estimaciones de emisiones en términos de flujo de GEI se presentan a continuación en la tabla A.19:

Tabla A.19. Emisiones asociadas a un relleno sanitario, flujo de GEI.

Emisiones	Datos reportados	Consideraciones
CH ₄	712 Kg CO ₂ e/ton de RSU 0.712 ton CO ₂ e/ton de RSU	Flujo de metano en unidades de ton CO ₂ e/ton de RSU. Los RSU están mezclados, no se considerara la recuperación de energía como opción.
CO ₂ e	0.32 a 0.46 ton CO ₂ e/ton de RSU	Los RSU están mezclados y sin tratamiento previo, 60% de los residuos son biodegradables. Los flujos netos de CO ₂ e varía en función de la eficiencia de recolección del biogás.
	0.23 ton CO ₂ e/ton de residuos putrescibles	Solo se consideran de residuos putrescibles y se excluye al papel.
Los datos son flujos netos de CO ₂ e, consideran la posible reducción de emisiones por el carbono secuestrado en los materiales y por la energía y materiales ahorrados asociados a la generación de electricidad con el biogás producido en el relleno sanitario.		

Fuente: Smith et al., (2001).

También se cuenta con datos de emisiones de un relleno sanitario en función de la recuperación o no del metano generado, como se muestra a continuación en la tabla A.20:

Tabla A.20. Emisiones asociadas a un relleno sanitario, con y sin recuperación de metano.

Emisiones	Datos reportados lb/ton RSU dispuestos en el relleno sanitario	
	Con recuperación de CH ₄	Sin recuperación de CH ₄
NOx	0.109	0
CO	0.015	0.031
CO ₂	437	317.1
CH ₄	14.42	123
Benceno	0.05	0.101
Cloroformo	7X10 ⁻³	0.015
1,1,1 Tricloroetano	0.013	0.026

Fuente: Miranda y Halle (1997).

La cantidad de biogás generado por tonelada de RSU depositados en un relleno sanitario se estima en aproximadamente 200 Nm³ (Nm³ = metro cúbico normal), según la experiencia en los países desarrollados. En México la estimación generación de biogases se basa en el *Modelo mexicano del biogás V 2.0*, desarrollado por la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés), que considera variables como la eficiencia del sistema de captación del biogás, la composición de los RSU, las dimensiones del relleno sanitario (superficie del terreno y dimensiones de la celda diaria) y la cantidad de RSU que se depositan en el RS (Jiménez, 2013).

De acuerdo a dichas estimaciones en el año 2010, para el relleno sanitario *La montaña*, ubicado en Guadalajara Jalisco, se estimó una generación aproximada de 13,800 kilogramos de biogás con una composición de 50% de CO₂ y 50% CH₄, resultante de la disposición de 106,100 toneladas de RSU. La generación de biogás/ton de RSU fue 0.13 kg, equivalente a 65 kg de CH₄ por tonelada de residuos (Jiménez, 2013).

Otros datos relevantes:

- El biogás generado en los rellenos sanitarios se puede aprovechar para producir electricidad en una proporción de 0.001 kW por tonelada de residuos confinada en un relleno sanitario, (Arvizu y Huacuz,2003).
- La combustión del metano generado por una tonelada de residuos degradables (60% CH₄ y 40% CO₂) tiene potencial para generar 600 kW de calor ó 180 kW de electricidad con una eficiencia de 30%, (Jiménez, 2013).
- El biogás con un contenido de 60% de metano posee un *poder calorífico* aproximado de aproximadamente 6.4 kWh/Nm.

Los lixiviados que son producto de la descomposición de la materia orgánica contenida poseen una alta carga de bacterias y materia orgánica y generalmente son aprovechados para acondicionar los residuos que iniciarán el proceso de digestión. Su composición típica se presenta en la tabla A.21 siguiente:

Tabla A.21. Composición típica de los lixiviados de un relleno sanitario

Componente	Relleno nuevo (menos de 2 años)	Relleno maduro (más de 2 años)
Demanda química de oxígeno (DQO)	3,000–60,000	100–500
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	2,000–30,000	100–200
Carbono orgánico total (COT) [mg/l]	1,500–20,000	80–160
Sólidos totales en suspensión (STS) [mg/l]	200–2,000	100–400
Nitrógeno total [mg/l]	20–1,600	100–160
Fósforo total [mg/l]	5–100	5–10
Alcalinidad como CaCO ₃ [mg/l]	1,000–10,000	200–1,000
Dureza total como CaCO ₃ [mg/l]	300–10,000	200–500
Calcio (Ca ²⁺) [mg/l]	200–3,000	100–400
Magnesio (Mg ²⁺) [mg/l]	50–1,500	50–200
Potasio (K ⁺) [mg/l]	200–1,000	50–400
Sodio (Na ⁺) [mg/l]	200–2,500	100–200
Cloro (Cl ⁻) [mg/l]	200–3,000	100–400
Sulfatos (SO ₄ ²⁻) [mg/l]	50–1,000	20–50
Fierro total [mg/l]	50–1,200	20–200
pH	4.7–7.5	6.6–7.5

Fuente: Kiss (2006), citado por Jiménez (2013).

En un relleno sanitario se requiere de maquinaria para trasladar y colocar los residuos en las celdas de confinamiento una vez que llegan al sitio. A continuación en la Tabla A.22. se muestra los requerimientos de energía del equipamiento necesario:

Tabla A.22. Requerimientos de energía o combustible del equipamiento en un relleno sanitario.

Equipo	Energía por tonelada de RSU	Combustible diesel por tonelada de RSU
Tractor (front end loader)	112 kW/ ton.día	0.40 litros /ton

Fuente: Komilis y Ham (2004).

De acuerdo con Jiménez (2013), los elementos básicos a considerar en un relleno sanitario son los que se muestran en la tabla A.23 siguiente:

Tabla A.23. Variables asociadas a un relleno sanitario.

Relleno sanitario	
Variable	Observaciones
Costo por tonelada de RSU	275 pesos/ton
Maquinaria pesada(movimiento y compactación de residuos)	Costo inicial, mantenimiento y operación
Equipo de captación de lixiviados	-
Equipo de captación de biogás	-
Equipo de tratamiento de biogás	-
Necesidad de personal operativo capacitado	Construcción, operación y mantenimiento
Emisión de CO ₂ por tonelada de RSU	65 kg/ton (sin considerar la maquinaria)
Emisión de CH ₄ por tonelada de RSU	65 kg/ton
Emisión de CO	Principalmente debido al uso de maquinaria
Formación de lixiviados	Con gran carga orgánica y metales pesados
Requerimiento de separación previa	Los residuos no se separan
Tiempo de estabilización de los residuos	5 a 10 años
Generación de olores	rechazo social y pérdida de bienestar
Deterioro estético	pérdida de bienestar y devalúo de predio
Generación de energía eléctrica por tonelada de residuos	0.001 kW/ton
Empleo de combustibles	En maquinaria (diesel y/o gasolina)
Volumen de desechos degradables llevados a disposición final	100%
Tiempo de vida del sitio de disposición final	Entre 7 y 10 años

Fuente: Jiménez (2013).

Una vez planteada la información que será punto de referencia para caracterizar el sistema de estudio y realizar las estimaciones, a continuación se presentan los pasos metodológicos a seguir durante la etapa de valoración de impactos de la VCV.

Bibliografía

- Acurio G., Rossin A., Texeira P., y Zepeda F.,(1998). Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Banco Interamericano de Desarrollo y Organización Panamericana de la Salud, 165 pp. Disponible en: <http://www.bvsde.ops-oms.org/cdrom-repi86/fulltexts/bvsacd/.../dsm.pdf>, fecha de consulta en la web:17abril, 2013.
- AEQIG. Anexo Estadístico, Quinto Informe del Gobierno Federal 2011. Disponible en: http://quinto.informe.gob.mx/archivos/anexo_estadistico/pdf/est_nac_desarrollo.pdf, fecha de consulta en la web: 07 octubre, 2011.
- André F., y Cerdá E., (2007). Gestión de residuos sólidos urbanos: análisis económico y políticas públicas. Universidad Pablo de Olavide de Sevilla- Universidad Complutense de Madrid. Cuadernos Económicos de ICE 71, 71-91.
- Anenberg S., Horowitz L., Tong D. y West J., (2010). An Estimate of the Global Burden of Anthropogenic Ozone and Fine Particulate Matter on Premature Human Mortality Using Atmospheric Modelig. *Environmental Health Perspectives*, 118, 1189-1195 Pp.
- Anenberg S., West J., Fiore A., Jaffe D., Prather M., Bergmann D., Cuvelier K., Dentener F., Duncan B., Gauss M., Hess P., Jonson J., Lupu A., Mackenzie I., Mamer E., Park R., Sanderson M., Schultz M., Shindell M., Szopa S., Gracia M., Wild O., y Zeng G., (2009). *Environmental Science & Technology*, 43, 6482 - 6487 Pp.
- Ayres R.U., (2004). On the life cycle metaphor: where ecology and economics diverge. *Ecological Economics* 48, 425-438.
- Ayres R.U., (1999). Materials, economics and the environment in *Handbook of environmental and resource economics*, by Van den Bergh, J., 867-894.
- Banco de México, Informes anuales. Disponible en: <http://www.banxico.org.mx/portal-inflacion/> , fecha de consulta en la web: 18 agosto, 2013.
- Beigl P., Lebersorger S., y Salhofer S., (2008). Modelling municipal solid waste generation: A review. *Waste Management* 28, 200-214.
- Berge N.D., Reinhart D.R., y Batarseh E.S., (2009). An assessment of bioreactor landfill cost and benefits. *Waste Management* 29, 1558-1567.
- Blumberg K., (2004). Benefit-Cost Analysis of Ultralow Sulfur Fuels for Mexico. Energy and Resources Group & Dept. of Civil and Environmental Engineering. University of California, Berkeley. 6 Pp.
- Berglud C., (2006). The assessment of households' recycling costs: The role of personal motives. *Ecological Economics* 56, 560-569.
- Boldrin A., Lund Neidel T., Damgaard A, Bhandar G.S., y Moller J., (2011). Modeling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. *Waste Management* 31, 619-630.

- Brunner P.H. y Rechberger H., (2004). Practical Handbook of Material Flow Analysis. Lewis Publishers. CRC Press LLC, USA.
- Camacho I., (2003). Análisis costo–beneficio ambiental de la incineración de residuos sólidos municipales en la Ciudad de México. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México, 77pp.
- Caplan A.J., Grijalva T.C., y Jakus P.M., (2002). Waste not or want not? A contingent ranking analysis of curbside waste disposal options. *Ecological Economics* 43, 185-197.
- Careaga J.A., (1993). Manejo y Reciclaje de los Residuos de Envases y Embalajes. Sedesol. Instituto Nacional de Ecología. Serie Monografías No. 4, 159 pp.
- Cengel A., y Boles M., (2003). Termodinámica. Mc Graw Hill, 829 pp.
- CEMDA (2014). Desarrollo de Políticas Públicas, Centro Mexicano de Derecho Ambiental. Disponible en: <http://www.cemda.org.mx/politicas/> fecha de consulta en la web: 02 de junio de 2014.
- Centro Mario Molina (CMM)., (2008). Project Catalyst. Low Carbon Growth: a Potential Path for Mexico. Disponible en: http://www.zadek.net/wp-content/uploads/2011/04/Project-Catalyst_Low-Carbon-Growth-Plans_Assessing_Current_Practice_2009.pdf, fecha de consulta en la web: 30 de mayo de 2011.
- Challenger A., (1998). Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro. CONABIO-UNAM. México, 813 pp.
- Chávez A., (2009). El manejo de los residuos en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT, 5 pp.
- Clites A., Fontaine T.D., y Wells J.R., (1991). Distributed cost of environmental contamination. *Ecological Economics* 3, 215-229.
- Comisión Federal de Electricidad, CFE (Consultado en 2013). Tarifas del servicio eléctrico al sector industrial. Disponible en: http://app.cfe.gob.mx/Aplicaciones/CCFE/Tarifas/Tarifas/Tarifas_industria.asp?Tarifa=CMAMT&Anio=2013, fecha de consulta en la web: 05 de marzo de 2013.
- CONAPO (2013). Proyecciones de la Población 2010-2050 de las Entidades Federativas. Disponible en: http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/De_las_Entidades_Federativas_2010-2050, fecha de consulta en la web: 24 de mayo de 2013.
- Concha J., (2003). Beneficios y costos de las políticas públicas ambientales en la gestión de residuos sólidos. CEPAL- Naciones Unidas, 50 pp.
- Constanza R., Comberland, J; Daly, H; Goodland, R; y Norgaad, R., (1999). Una introducción a la economía ecológica. México, Compañía Editorial Continental, 118 pp.
- Cortinas de Nava C. (2010)a. Retos y Oportunidades de la Recuperación de Materiales. Experiencias Residuos, SEMARNAT.
Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/eventos/anteriores/experienciasresiduos/Documents/RetosyOportunidadesdelaRecuperaci%C3%B3ndeMateriales.pdf> , fecha de consulta en la web: 06 octubre , 2011.
- Cortinas de Nava C. (2010)b. Responsabilidad Ciudadana Respecto de la Emisión de Gases con Efecto Invernadero (GEI) Asociada al Manejo de Residuos. Red

- Queretana de Manejo de Residuos A.C, 32 pp. Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/eventos/anteriores/experienciasresiduos/Documentos/ResponsabilidadCiudadanaCCR.pdf> , fecha de consulta en la web: 31 octubre, 2011.
- Cortinas de Nava C. (2011). Campaña Nacional para Aprovechar los Residuos Orgánicos. Disponible en: http://www.cristinacortinas.net/index.php?option=com_content&task=view&id=209&Itemid=1 , fecha de consulta en la web: 24 mayo, 2011.
- Curran, M.A., (1996). Environmental Life Cycle Assessment. McGraw-Hill. Cap.5, 54-62.
- Daly,H. (2005). Economics in a Full World. Scientific American 100-107.
- Delf University of Technology (consultado en 2013). The Model of the Eco-costs / Value Ratio" (EVR). Disponible en: <http://www.ecocostsvalue.com/index.html>, consulta en la web: 25 de febrero de 2013.
- Dijkgraaf, E., Herman R.J., y Vollebergh R.J., (2004). Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. Ecological Economics 50, 233-247.
- Dietzenbacher, E. (2005). Waste treatment in physical input-output analysis. Ecological Economics 55, 11-23.
- Echebarría C y Aguado I., (2003). La planificación urbana sostenible. Zainak 24, Cuadernos de Antropología- Etnografía. Universidad del País Vasco, 643-660. Disponible en: <http://www.euskomedia.org/PDFAnlt/zainak/24/06430660.pdf>, fecha de consulta en la web: 03 octubre, 2011.
- Emison (2012). Maquinaria para compostaje. Disponible en: <http://www.emison.com/5142.htm>, fecha de consulta en la web: 29 noviembre, 2012.
- EPA, Environmental Protection Agency (2004). MOBILE6 Vehicle Emission Modeling Software. Disponible en: <http://www.epa.gov/otaq/m6.htm> , fecha de consulta en la web: 27 mayo, 2013.
- EPA, Environmental Protection Agency (2006). Solid Waste Management and Greenhouse Gases. Disponible en: <http://www.epa.gov/climatechange/waste/SWMSGHGreport.html>, fecha de consulta en la web: 02 octubre, 2012.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2009). Modelo Mexicano de Biogás Versión 2.0. Disponible en: <http://www.epa.gov/lmop/international/mexicano.html>, fecha de consulta en la web: 29 mayo, 2014.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2011). Emissions Factors & AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors. Disponible en: <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>, fecha de consulta en la web: 24 abril, 2012.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2012). Solid Waste Management and Greenhouse Gases Solid Waste Management and Greenhouse Gases/Composting. Disponible en: <http://www.epa.gov/climatechange/waste/SWMSGHGreport.html> , fecha de consulta en la web: 02 octubre, 2012.

- Eshet T., Ayalon O., y Shechter M. (2006). Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis. *Resources, Conservation and Recycling* 46, 335-364.
- Esquer R., (2009). Reciclaje y tratamiento de los residuos sólidos urbanos. Tesis para obtener el título de Ingeniero Civil. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura. Instituto Politécnico Nacional, México, 94 pp.
- Fiore A., West J., Horowitz L., Naik V., y Schwarzkopf D., (2008). Characterizing the tropospheric ozone response to methane emission controls and the benefits to climate and air quality. *Journal of Geophysical Research* 113, 1-16 Pp.
- Freeman A. (2003). The measurement of environmental and resource values: theory and methods. *Resources for the future*, 346 pp.
- Fricke K., Bahr T., Bidlingmaier W., y Springer C., (2011). Energy efficiency of substance and energy recovery of selected waste fractions. *Waste Management* 31, 644-648.
- Fullerton, D., y Kinnaman, T.C., (1995). Garbage, Recycling and Illicit Burning or Dumping. *Journal of Environmental Economics and Management* 29, 78-91.
- GDF (2004). Manejo de Residuos en el Distrito Federal. Secretaría de Obras y Servicios, Dirección General de Servicios Urbanos. Disponible en: <http://www.sma.df.gob.mx/rsolidos/11/01clave.pdf>, fecha de consulta en la web: 20 noviembre, 2012.
- Global-rates.com. Inflación histórica de las principales economías del mundo. Disponible en: <http://es.global-rates.com/estadisticas-economicas/inflacion/indice-de-precios-al-consumo/ipc/estados-unidos.aspx>, fecha de consulta en la web: 18 de agosto, 2013.
- GODF. Gaceta Oficial del Distrito Federal (2004). Programa General de Gestión Integral de Residuos Sólidos. Publicada el 1º de octubre de 2004, 103 pp. Disponible en: <http://centro.paot.org.mx/centro/programas/PGIRS.pdf?b=ce> fecha de consulta en la web: 13 de mayo, 2014.3.
- GODF. Gaceta Oficial del Distrito Federal (2009). Publicada el 4 de noviembre de 2009, 156 pp. Disponible en: <http://www.cge.df.gob.mx>, fecha de consulta en la web: 13 febrero, 2012.
- GODF. Gaceta Oficial del Distrito Federal (2010). Publicada el 13 de septiembre de 2010, 124 pp. Disponible en: www.sma.df.gob.mx/rsolidos/03/local/03clave.pdf fecha de consulta en la web: 30 noviembre, 2012.
- Goddard, H.C., (1995). The Benefits and Costs of Alternative Solid Waste Management Policies. *Resources, Conservation and Recycling* 13, 183-213.
- González, A.C., (2001). Costos y beneficios ambientales del reciclaje en México. Una aproximación monetaria. *Gaceta Ecológica del Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT*, 12 pp.
- Graymore M.L.M., Sipe N.G., y Rickson R.E., (2010). Sustaining Human Carrying Capacity: A tool for regional sustainability assessment. *Ecological Economics* 69, 459-468.

- Haaren R. van., Themelis N., Barlaz M., (2010). LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). *Waste Management* 30, 2649-2656.
- Hendriks C., Jager D., y Blok K., (2001). "Bottom-up Analysis of Emission Reduction Potentials and Costs for Greenhouse Gases in the EU", Ecofys and AEA Technology, Utrecht, January 2001. Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/enveco/climate_change/pdf/comparison_report.pdf, fecha de consulta en la web: 24 mayo, 2011.
- Henry J.G., y Heike G.W., (1999). *Ingeniería Ambiental*. Prentice Hall, 278 pp.
- Huag W.M., Lee G.W.M., y Wu C.C., (2008). GHG emissions, GDP growth and the Kyoto Protocol: A revisit of Environmental Kuznets Curve hypothesis. *Energy Policy* 36, 239-247.
- Huijbregts M., Hellweg S., Frischknecht R., Hungerbühler K., y Hendricks A.J., (2008). Ecological footprint accounting in the life cycle assessment of products. *Ecological Economics* 64, 798-807.
- Hundal M., (2000). *Life Cycle Assessment and Design for the Environment*. International Design Conference, 4 pp.
- Ibarrarán M.E., Islas, I., y Mayett E., (2003). Valoración económica del impacto ambiental del manejo de residuos municipales, estudio de caso. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, 15 pp.
- Iglesias D., (2007). Costos económicos por la generación y manejo de residuos sólidos en el municipio de Toluca, Estado de México. *Equilibrio económico* año VII, vol.3. México. Disponible en: <http://www2.uadec.mx/pub/pdf/costos.pdf>, fecha de consulta en la web: 16 abril, 2013.
- INE., (1999) *Minimización y Manejo Ambiental de los Residuos Sólidos*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Disponible en: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/133/situacion%20en%20mexico.html>, fecha de consulta en la web: 19 mayo, 2011.
- INE., (2002). Precio de los materiales recuperados a través de la Pepena. Disponible en: http://www.ine.gob.mx/descargas/dgipea/precios_mat_pepena.pdf, fecha de consulta en la web: 27 mayo, 2013.
- INE., (2003). *The Local Benefits of Global Air Pollution Control in Mexico City*, final report. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, 19pp.
- INE., (2006a). *Diagnóstico Básico para Gestión Integral de los Residuos*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, 111pp.
- INE., (2006b). *The benefits and Cost of a Bus Rapid System in Mexico City*. Final Report. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Disponible en: http://www.ine.gob.mx/descargas/calair/metrobus_bca.pdf fecha de consulta en la web: 10 mayo, 2013.
- INE., (2007). *La situación de los residuos sólidos en México*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Disponible en: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/133/situacion%20en%20mexico.html>, fecha de consulta en la web: 24 mayo, 2011.

- INECC., (2013). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2012. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, SEMARNAT. Versión Ejecutiva. México. Disponible en: http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/singir/Documents/Residuos_Gestion_Version_Ejecutiva.pdf, fecha de consulta en la web: septiembre 25, 2013.
- INEGEI., (2007). Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero 1990-2006. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, 50 pp
- INEGI., (2008). Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México. 2003-2008. Instituto Nacional de Economía Geografía e Informática. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/comunicados/scnm-ecologicas10.asp>, fecha de consulta en la web: 30 de mayo de 2011.
- INEGI., (2010). Cuéntame, sitio de información del INEGI. Instituto Nacional de Economía Geografía e Informática. Disponible en: http://cuentame.inegi.gob.mx/monografias/informacion/df/territorio/default.aspx?t_ema=me&e=09, fecha de consulta en la web: 24 de septiembre de 2012.
- INEGI (2013). Sistema de Cuentas Nacionales de México. Cuentas económicas y ecológicas de México 2003-2011, año base 2008.
- Insumos Agropecuarios (2012). Disponible en: <http://insumos-agropecuarios.vivanuncios.com.mx/ganaderos-agricolas+zapopan/composta-organica-en-venta/44694819>, fecha de consulta en la web: 27 de mayo de 2013.
- IPCC., Intergovernmental Panel on Climate Change (1996). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Disponible en: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/spanish.html>, fecha de consulta en la web: 30 de mayo de 2011.
- Islam S.M.N., Munasinghe M., y Clarke M., (2003). Making long-term economic growth more sustainable: evaluating the cost and benefits. *Ecological Economics* 47, 149-166.
- ISO, Organización Internacional para la Estandarización. ISO 14000-Environmental Management, ISO Standards Collection. Disponible en: http://www.iso.org/iso/iso_14000_essentials, fecha de consulta en la web: 17 de mayo de 2011.
- Jacobson M., (2008). On the causal link between carbon dioxide and air pollution mortality. *Geophysical Research Letters*. 35, L03809, 1-5 Pp.
- JICA., (1999). Estudio sobre el Manejo de Residuos Sólidos para la Ciudad de México de los Estados Unidos Mexicanos. Agencia de Cooperación Internacional del Japón, 56-120.
- Jiménez R., (2013). Análisis de alternativas para el manejo de los Residuos Sólidos Urbanos de la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Mecánica. Universidad Nacional Autónoma de México, 71 pp.
- Jin J., Wang Z., y Ran S., (2006). Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management programs in Macao. *Ecological Economics* 57, 430-441.
- Kolstad C., (2000) *Environmental Economics*: Oxford University Press, 416 pp.

- Komilis D.P., y Ham R.K., (2004). Life- Cycle Inventory of Municipal Solid Waste and Yard Waste Windrow Composting in the United States. *Journal of Environmental Engineering* 130, 1390-1400.
- Kratterl A., y Kratena K., (1990). Reale Input-Output Tabelle und Ökologischer Kreislauf. *Physica-Verlag* 52, 262–271
- Krysiak F., (2006). Entropy, limits to growth, and the prospects for weak sustainability. *Ecological Economics* 58, 182-191.
- Kronenberg T., (2009). The impact of demographic change on energy use and greenhouse gas emissions. *Ecological Economics* 68, 2637-2645.
- Landín G., (2010). El composteo como opción para el aprovechamiento de residuos orgánicos en asentamientos irregulares. Tesina para obtener el título de Ingeniera Industrial. UNAM, 62 pp.
- Lea W.R., (1995). Plastic incineration versus recycling: a comparison of energy and landfill cost saving. *Journal of hazardous materials*. Elsevier 47, 296-302.
- López R. (1998). Análisis del proceso de digestión anaerobia acelerada para la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales. Tesis para obtener el título de Ingeniero Químico. UNAM, 170 pp.
- Magrinho A., Didelet F., y Semiao V., (2006). Municipal solid waste in Portugal. *Waste Management* 26, 1477-1489.
- Manser A.G.R., y Keeling A.A., (1996). *Practical Handbook of Processing and Recycling Municipal Waste*. Ed. Lewis Publishers, 557 pp.
- Mapas D.F., (2006). Disponible en: <http://www.mapasmexico.net/mapa-distritofederal.html>, fecha de consulta en la web: 28 de noviembre 2012.
- Martin J., (2009). Metano para los Mercados, Directrices Internacionales para Cuantificar y Reportar el Desempeño de los Sistemas de Digestión Anaeróbica para Estiércol de Ganado. U.S, EPA. Disponible en: <http://www.inta.gob.ar/...para...y...digestion.../m2mintguidance.pdf> , fecha de consulta en la web: 22 de mayo de 2014.
- Marqués R., (documento consultado en 2012). Termoeconomía Solar, apuntes metodológicos para el análisis termoeconómico del sistema industrial en su relación con la Biosfera. Disponible en: <http://personal.us.es/marques/termoec.pdf> , fecha de consulta en la web: 06 de abril de 2012.
- McKinley G., Zuk M., Höjer M., Avalos M., Gonzalez I., Iniestra R., Laguna I., Martínez M., Osnaya P., Reynalez L., Valdés R y Martínez J., (2005). *Environmental Science & Technology*, 39, 1954-1961 Pp.
- McCubbin D., y Delucchi M., (2011). The Health Costs of Motor-Vehicle-Related Air Pollution. *Journal of Transport Economics and Policy* 33, 253-286.
- McMahon G. y Mrozek J., (1997). Economics, entropy and sustainability. *Hydrological Sciences Journal* 42, 501-511.
- Miranda, M., y Hale B., (1997). Waste not, want not, the private and social cost of waste to energy production. *Energy Policy* 25, 587-600.
- Molina M. y Molina L., (2006). Improving Air Quality In Megacities: Mexico City Case Study. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1023, 142-158 Pp.
- Morales M., Domínguez E., Aguilar A., Suppen N., y Martínez S., (2014). A methodological improvement for assessing petrochemical projects through life

- cycle assessment and eco-cost. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19, 517-531.
- Morrisey A.J., y Browne J., (2004). Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management* 24, 297-308.
- Molleda A., López A. y Lobo A. (2011). Efectos del tratamiento mecánico biológico en las emisiones de vertedero: hacia la sustentabilidad; los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima. Disponible en: www.redisa.uji.es/artSim2011, fecha de consulta en la web: de octubre de 2012.
- Monroy S., (2006). Los residuos sólidos en el Distrito Federal: una propuesta de aprovechamiento. Tesis de Posgrado de Economía, UNAM, 173 pp.
- Muñoz C., (consultado en 2011). Internalización de Costos Ambientales, Mercados Precios e Instituciones. Instituto Nacional de Ecología. Disponible en: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/35/internalizacion.html>, fecha de consulta en la web: 19 de mayo de 2011.
- Nakamura S., y Kondo Y., (2006). A waste input-output life-cycle cost analysis of recycling of end-of-life electrical home appliances. *Ecological Economics* 57, 494-506.
- OCDE (2008). Costs of Inaction on Key Environmental Challenges. Disponible en: http://www.oecd.org/document/1/0,3746,en_2649_33713_41468801_1_1_1_1,0.html, fecha de consulta en la web: 29 de febrero de 2012.
- OCDE, (2010). Factbook 2010: Economic, Environmental and Social Statistics. Disponible en: http://www.oecd-ilibrary.org/economics/oecd-factbook-2010_factbook-2010-en, fecha de consulta en la web: 2 de marzo de 2012.
- OCDE, (2011). Environmental Performance Reviews Mexico- SEMARNAT, 145 pp.
- OCDE, (2013). Factbook 2013: Economic, Environmental and Social Statistics. Disponible en: http://www.oecd.org/publications/factbook_18147364. fecha de consulta en la web: 30 de octubre 2013.
- Orta M., Yañez I., Monje I., Rojas M., Toscano L., Rentería J., Velázquez K., García E., Hernández N., y Hernández L., (2009). Estudio de Evaluación de Tecnologías alternativas o complementarias para el tratamiento o disposición final de los residuos sólidos urbanos. UNAM-SEMARNAT. México, 374 pp.
- Panesso A., Cadena J., Mora-Flores j., Ordoñez M., (2012). Estudio del biogás captado en un relleno sanitario para su posible utilización como combustible primario en la generación eléctrica. CONCYTEC 88, 1170-1182. Disponible en: http://www.concyteg.gob.mx/ideasConcyteg/Archivos/2.%20Estudio_biog_s.pdf, fecha de consulta en la web: 22 de mayo de 2014.
- Parkin M., (1993). Microeconomía. Ed. Adisson- Wesley Iberoamericana. Argentina, 626 pp.
- Pires A., Martinho G., y Chang N., (2010). Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management* 92, 1033-1050
- PEMEX (2002). Métodos factores conversión de PEMEX. Disponible en: http://www.pemex.org.mx/files/dcpe/informe_metodos_2002.pdf, fecha de consulta en la web: 2 de diciembre de 2012.

- Peterson G., (2000). Political ecology and ecological resilience: An integration of human and ecological dynamics. *Ecological Economics* 35, 323–336
- PNUMA. (2003). GEO América Latina y el Caribe: Perspectivas del Medio Ambiente 2003. Costa Rica, 281 pp.
- PNUMA. (2007). GEO 4. Global Environmental Outlook, environment for development. Malta, 240pp.
- PNUAH-Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos (2011). Informe mundial sobre asentamientos humanos 2011, Las ciudades y el cambio climático: orientaciones para políticas. Resumen Ejecutivo. ONU-Hábitat, Earthscan, 68pp.
- Poletto J.A., y Da Silva C.L., (2009). Influence of the Separation of Municipal Solid Wastes to Recycling in the Incineration Process with Energy Generation. *Universidad Estadual Paulista. Información Tecnológica* 20, N° 2, 105-112.
- Rechberger H. y Graedel T.E., (2002). The contemporary European copper cycle: statistical entropy analysis. *Ecological Economics* 42, 59-72.
- Repsol (2006). Ficha de datos de seguridad de gas licuado de petróleo. Disponible en: https://imagenes.repsol.com/pe_es/glp_168181_tcm18-208366.pdf , fecha de consulta en la web: 02 diciembre, 2012.
- Reyes R., y Pérez E., (2012). Contribución al uso eficiente de energía en transportadores de sólidos mediante un diagnóstico energético. Disponible en: <http://www.eumed.net> > [Revistas](#) > [Tlatemoani](#), <http://www.gipuzkoa.net/incineradora/IncineradorasAustria.pdf> fecha de consulta en la web: 30 noviembre, 2012.
- Ruth M., (1999). Physical principles and environmental economic analysis, in *Handbook of environmental and resource economics* by Van den Bergh, J., 855-867.
- Sasao T., (2004). An estimation of the social cost of landfill siting using a choice experiment. *Waste Management* 24, 753-762.
- Schuster H., (1999). Plantas incineradoras de residuos en Austria, Agencia Medioambiental de Austria.
Disponible en: <http://www.gipuzkoa.net/incineradora/IncineradorasAustria.pdf> fecha de consulta en la web: 18 octubre, 2012.
- SEMARNAT (2003). LGPGIR, Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Gobierno Federal de México, 138 pp.
- SEMARNAT (2005). ISMAM, Informe de la Situación del Medio Ambiente en México: Compendio de Estadísticas Ambientales 2005. Gobierno Federal de México, 380 pp.
- SEMARNAT-INE (2006). Manual de compostaje municipal. Tratamiento de residuos sólidos. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología. Gobierno Federal de México. Disponible en: <http://www.resol.com.br/cartilha5/Manual%20de%20Compostaje-SERMANAT-Mexico.pdf> , fecha de consulta en la web: 02 octubre, 2012.
- SEMARNAT (2008). ISMAM, Informe de la Situación del Medio Ambiente en México: Compendio de Estadísticas Ambientales 2008. Gobierno Federal de México, 358 pp.

- SEMARNAT (2013a). ISMAM, Informe de la Situación del Medio Ambiente en México: Compendio de Estadísticas Ambientales e Indicadores de Desempeño Ambiental y Clave. Gobierno Federal de México, 358 pp.
- SEMARNAT (2013b). PSMaYRN, Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2013 – 2018. Gobierno Federal de México, 358 pp.
- SEMARNAT (2008). Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2008-2010. Gobierno Federal de México, 168 pp.
- SEMARNAT (2009)a. El Medio Ambiente en México en Resumen 2009. Gobierno Federal de México, 53 pp.
- SEMARNAT (2009)b. PECC, Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012, Gobierno Federal de México, 281 pp.
- SEMARNAT (2012). Sistema Nacional de Indicadores Ambientales – SNIA. Disponible en:
http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/clave_2010/clave/indicadores/ibi_apps/ind_clave_05.html, fecha de consulta en la web: 10 mayo, 2013.
- SENER (2005). Prospectiva sobre la utilización de las Energías Renovables en México. Una visión al año 2030. Disponible en:
<http://www.sener.gob.mx/webSener/portal/Default.aspx?id=1448>
fecha de consulta en la web: 05 marzo, 2013.
- SENER (2010). Lista de combustibles que se considerarán para identificar a los usuarios con un patrón de alto consumo, así como sus factores para determinar las equivalencias en términos de barriles equivalentes de petróleo. DOF, 30 de noviembre de 2010. Disponible en:
http://www.sener.gob.mx/res/Acerca_de/ListaCombustiblesConsideranIdentificarUsuariosPac.pdf, fecha de consulta en la web: 02 diciembre, 2012.
- SENER (2013). Precios del gas LP. Disponible en:
<http://www.sener.gob.mx/>, fecha de consulta en la web: 05 marzo, 2013.
- Shmelev S.E., y Powell J.R., (2006). Ecological-economic modeling for strategic regional waste management systems. *Ecological Economics* 59, 115-130.
- Sjöström M., y Östblom G., (2010). Decoupling waste generation from economic growth- A CCE analysis of the Swedish case. *Ecological Economics* 69, 1545-1552.
- Smith A., Brown K., Ogilvie S., Rushton K., y Bates J., (2001). *Waste Management Options and Climate Change: Final Report*. European Commission, AEA Technology, 160 pp.
- Tchobanoglous G., Theissen H., y Eliassen R., (1982). *Desechos Sólidos, Principios de Ingeniería y Administración*. Serie: Ambiente y los Recursos Naturales Renovables. Venezuela, 542 pp.
- Trozzi C., Nielsen O., Nielsen M., Hjelgaard K., Coleman P., Rentz O., Oertel D., Jones H., Wenborn M. y Woodfield M., (2013). *EMEP/EEA emission inventory guidebook, Municipal Waste Incineration*. Disponible en:
<http://www.eea.europa.eu/...waste/5-c-1-a-municipal-waste>, fecha de consulta en la web: 23 mayo, 2012.
- UNEP (2007). *Global Environmental Outlook GEO 4, environment for development*. United Nations Environment Programme, 540 pp.
- Vigon B.W., Tolle D.A., Cornaby B.W., y Latham H.C., (1993). *Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. EPA, 85 pp.

- Vogtländer J., (2010a). A practical guide to LCA for students, designers and business managers. Sustainable Design Series of the Delf University of Technology, 106pp.
- Vogtländer J., (2010b). LCA-based assessment of sustainability: The Eco-cost/Value Ratio (EVR). Sustainable Design Series of the Delf University of Technology, 217pp.
- Vogtländer J., (2011). A Quick Reference Guide to LCA Data and eco-based materials selection. Sustainable Design Series of the Delf University of Technology, 88 pp.
- Volleberg H., (1997). Environmental externalities and social optimality in biomass markets: waste to energy in The Netherlands and biofuels in France. Energy Policy 25, 605-621.
- Wagner J., (2010). Incentivizing sustainable waste management. Ecological Economics. Article in press.
- West J., Fiore A., Horowitz L., y Mauzerall D., (2006). Global health benefits of mitigation ozone pollution with methane emission controls. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 103 3988-3993 Pp.
- WI, Wissensmanagement und Ingenieurleistungen (2006). Gestión de estadísticas y servicios de ingeniería, Alemania. Disponible en: <http://www.ia-gmbh.de/default.asp?alink=109&language=SPA>, fecha de consulta en la web: 14 febrero, 2012.
- Wood R., y Garnett S., (2010). Regional sustainability in Northern Australia –A quantitative assessment of social, economic and environmental impacts. Ecological Economics 69, 1877-1882.
- WSDE, Washington State Department of Ecology, Air Quality Program (2009). Health Effects and Economic Impacts of fine particle Pollution in Washington. Publication Number 09-02-021. Disponible en: <http://www.ecy.wa.gov/pubs/0902021.pdf>. Fecha de consulta en la red: 13 mayo, 2013.
- Yang Y., Lin S., y Lewis C., (2009). Reduction of acidification from electricity – Generating industries in Taiwan by Life Cycle Assessment and Monte Carlo optimization. Ecological Economics 68, 1575-1582.
- Ye M., y Yesser A.M.J., (1997). Where will we put the Garbage? Economic Efficiency versus Collective Choice, Regional Science and Urban Economics 27, 47-66.
- Yijian X. y Zhang T., (2009). A new approach to modeling waste in physical input–output analysis. Ecological Economics, 68, 2475-2478.
- Young S., (2004). Defining Carrying Capacity. Carrying Capacity Literature Reviews. Institute for Community and Environment Colby-Sawyer College, 2-4 pp.
- Zhao Y., Christensen T.H., Lu W., Wu H., y Wang H., (2011). Environmental impact assessment of solid waste management in Beijing City, China. Waste Management 31, 793-799.