



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Análisis de Ciclo de Vida para los biorresiduos sólidos urbanos generados en la ciudad de Bogotá D.C, Colombia

Sebastián Castellanos Gutiérrez

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental
Bogotá D.C, Colombia
2017

Análisis de Ciclo de Vida para los biorresiduos sólidos urbanos generados en Bogotá D.C, Colombia

Sebastián Castellanos Gutiérrez

Trabajo final presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería Ambiental

Director (a):

Ph.D Luis Carlos Belalcázar Cerón

Codirector (a):

MSc. Verónica Manzi Tarapué

Línea de Investigación:

Residuos sólidos y peligrosos

Grupo de Investigación:

Calidad del aire

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental

Bogotá D.C, Colombia

2017

(Dedicatoria o lema)

Para el gran arquitecto o energía del universo por permitirme vivir en esta época y conspirar para que todas las cosas confluyan en un solo punto.

Dedicado especialmente para mis padres (Marria y Humbertin) y mi hermana (Shusheins) que, con su amor incondicional, dedicación, ternura y ejemplo me dan un nuevo aliento para seguir en el camino. Para Paturicia por su amor infinito, compañía, comprensión, apoyo e inspiración que alimenta y regocija mi alma. Para mi abuelito Mauricio que desde la otra dimensión me guía y protege. Para mi abuelita Priscila por sus oraciones y entrega. Y finalmente para la música que actúa como medio de transporte y escape para todos mis sentidos.

¡Alegría!

“Hay días en que me levanto con una esperanza demencial, momentos en los que siento que las posibilidades de una vida más humana están al alcance de nuestras manos.”

Ernesto Sábato

Agradecimientos

A mi alma máter la Universidad Nacional de Colombia, que me ha formado integralmente a nivel personal y profesional y que, al ser una institución pluricultural, se convirtió en una verdadera escuela para mi vida.

Al profesor Luis Carlos Belalcázar Cerón de la Universidad Nacional de Colombia, por su apoyo, compromiso, comprensión y asesoría a lo largo del desarrollo de esta tesis de maestría; a la profesora Verónica Manzi Tarapués de la Universidad Autónoma de Occidente por sus asesorías realizadas desde la distancia y por permitirme conocer y trabajar con el software EASETECH; al profesor Oscar Javier Suárez Medina de la Universidad Nacional de Colombia por instruirme y compartir sus amplios conocimientos en el campo de manejo de residuos sólidos; al profesor Leonardo Emilio Calle Páez de la Universidad Nacional de Colombia que motivo mi incursión en el campo de la ingeniería ambiental desde la primera clase que tomé en pregrado.

A la Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos (UAESP) de Bogotá, específicamente a los funcionarios que trabajaron en la entidad para el período 2012 - 2016, por permitirnos realizar una visita técnica guiada y suministrarnos información técnica del relleno sanitario Doña Juana.

Agradecimiento especial a las personas que caminaron a mi lado, que compartieron sus puntos de vista, realizaron aportes y críticas; pero ante todo para aquellos que dedicaron parte de su tiempo y transmitieron su buena energía para materializar esta investigación.

Resumen

Los Bioresiduos Sólidos Urbanos (BSU) son considerados como una de las principales fuentes de contaminación a nivel mundial, incluyendo la emisión de gases de efecto invernadero y otros agentes contaminantes del aire. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta de soporte y decisión, que, a través de su perspectiva holística en la cuantificación de impactos, aporta información valiosa para identificar soluciones apropiadas para los sistemas de gestión de residuos. El objetivo de esta investigación consistió en identificar y evaluar tres alternativas para la gestión de los BSU en Bogotá D.C aplicando la metodología del ACV. El software libre EASETECH fue implementado para realizar el ACV para los BSU. Un modelo de inventario fue desarrollado para las diferentes etapas del ciclo de vida basado en información local y bases de datos internacionales, como Ecoinvent y la librería de procesos del EASETECH. Cuatro escenarios diferentes fueron considerados: relleno sanitario con aprovechamiento del biogás (como línea base) (E1), compostaje (E2), digestión anaerobia (E3) e incineración (E4) de la fracción de BSU. Las categorías de impacto: cambio climático, formación de oxidantes fotoquímicos, acidificación y eutrofización fueron evaluadas. Los resultados mostraron que desde una perspectiva de ciclo de vida el escenario E1 es la opción menos favorable desde un punto de vista ambiental atendiendo a la categoría de impacto de cambio climático y eutrofización. De otro lado, el escenario E3 obtuvo un mejor desempeño ambiental con menor generación de impactos para las cuatro categorías evaluadas, seguido por el escenario E2. Finalmente se realizó un análisis de sensibilidad con el fin de identificar los parámetros claves dentro del modelo de ACV y que producen mayores incertidumbres en las estimaciones.

Hasta donde se conoce, este es el primer ACV realizado para la fracción de biorresiduos en Bogotá D.C y por lo tanto podría contribuir como punto de partida para la gestión sostenible de los BSU en la ciudad y otras municipalidades. EASETECH demuestra ser una herramienta versátil, útil y flexible para realizar el ACV para los BSU generados en

Bogotá D.C. Este software podría ser utilizado para evaluar otros sistemas de gestión de residuos en Colombia y América Latina.

Palabras claves: Análisis de Ciclo de Vida (ACV); Gestión Integral de Biorresiduos Sólidos Urbanos; EASETECH; Calidad del Aire; Cambio Climático.

Abstract

Municipal Solid Biowaste (MSB) is considered as one of the main sources of world pollution, including Greenhouse Gases (GHG) and air pollutant emissions to the environment. Life Cycle Assessment (LCA) is a decision-support tool; through its holistic perspective in quantifying environmental impacts, it provides valuable inputs to identify appropriate solutions for solid waste management. The aim of this research was to perform and assess different alternatives for Municipal Solid Biowaste (MSB) management in Bogotá applying the LCA methodology. The free software EASETECH was implemented for performed the LCA for MSB. An inventory model was developed for the different life cycle stages based on local information and data bases such as Ecoinvent and EASETECH library. Four scenarios were considered: landfill with LFG/biogas recovery (as base line or current scenario) (S1), composting (S2), anaerobic digestion (S3) and incineration (S4) of the MSB fraction. The impact categories: climate change, photochemical oxidation formation, acidification and eutrophication were assessed. Results showed that from a life cycle perspective E1 is the least favorable management option from and environmental point of view attending to the impact categories climate change and eutrophication. On the other hand, E3 got a better environmental performance attending to the four impact categories analyzed, followed by E2. Finally, a sensitive analysis was performed with the aim to identify key parameters for LCA and produce greater uncertainties on the estimations.

As far as it is known, this is the first LCA performed for the biowaste fraction in Bogotá D.C and hence it could contribute as starting point for MSW sustainable management in the city and other municipalities. EASETECH proves to be a powerful, useful and flexible tool to perform the LCA for MSB generated in Bogotá D.C. This software could be used to assess another solid waste systems in Colombia and Latin America.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA); Municipal Solid Biowaste Management (MSWM); EASETECH; Air Quality; Climate Change

Contenido

	Pág.
Resumen.....	IX
Contenido.....	XIII
Lista de figuras.....	XVI
Lista de tablas.....	XVIII
Lista de Símbolos y abreviaturas.....	XXII
Introducción.....	1
1. Objetivos.....	5
1.1 Objetivo general.....	5
1.2 Objetivos específicos.....	5
2. Marco de referencia.....	7
2.1 Residuos Sólidos Urbanos (RSU).....	7
2.2 Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU).....	7
2.3 Gestión de residuos sólidos.....	8
2.4 Residuos sólidos en Bogotá D.C.....	9
2.4.1 Normatividad.....	9
2.4.2 Relleno Sanitario Doña Juana (RSDJ).....	10
2.4.3 Cantidad y composición de los RSU por fuente de generación.....	13
2.4.4 Composición de los RSU en Bogotá D.C.....	16
2.4.5 Operadores de aseo.....	18
2.4.6 Aprovechamiento del biogás en el RSDJ.....	19
2.5 Impactos ambientales de los rellenos sanitarios.....	20
2.5.1 Contaminación del aire.....	20
2.5.2 Contaminación del agua.....	22
2.6 Sistemas de tratamiento para los BSU.....	23
2.6.1 Tratamiento mecánico.....	23
2.6.2 Tratamiento térmico.....	24
2.6.2.1. Incineración.....	24
2.6.2.2. Co-combustión.....	25
2.6.2.3. Pirólisis y gasificación.....	26
2.6.3 Tratamiento biológico.....	27
2.6.3.1. Compostaje.....	27

2.6.3.2.	Digestión anaerobia	29
2.7	Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	30
2.7.1	Generalidades sobre el ACV	30
2.7.2	ACV en la gestión de residuos	31
2.7.3	Software para ACV en la gestión de residuos	33
2.7.3.1.	SIMAPRO	33
2.7.3.2.	OPEN LCA.....	33
2.7.3.3.	EASETECH.....	34
2.7.4	ACV con EASETECH.....	35
3.	Metodología.....	37
3.1	Área de estudio.....	37
3.2	Selección del Software	37
3.3	Etapas para el Análisis de Ciclo de Vida.....	38
3.3.1	Objetivo y definición del alcance	38
3.3.2	Escenarios evaluados	39
3.3.3	Unidad Funcional (UF)	41
3.3.4	Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (AICV)	41
3.3.5	Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV)	42
3.4	Categorías de impacto evaluadas.....	42
3.4.1	Cambio climático	44
3.4.2	Formación de oxidantes fotoquímicos	45
3.4.3	Acidificación	45
3.4.4	Eutrofización	46
3.5	Metodología de evaluación para las categorías de impacto	46
3.5.1	Método de evaluación de impactos - ILCD	47
3.6	Análisis de sensibilidad.....	49
3.6.1	Análisis de contribución.....	49
3.6.2	Análisis de perturbación	50
4.	Resultados y discusión	51
4.1	Planteamiento de los escenarios	51
4.1.1	Incineración.....	52
4.1.2	Tratamiento biológico	53
4.1.2.1	Compostaje	54
4.1.2.2	Digestión anaerobia	55
4.2	Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (AICV).....	55
4.2.1	AICV para el escenario actual (E1).....	55
4.2.2	Generación.....	58
4.2.3	Recolección y transporte	61
4.2.4	Relleno Sanitario Doña Juana (RSDJ)	64
4.2.4.1	Construcción del RSDJ	64
4.2.4.2	Generación del biogás	65
4.2.4.3	Tratamiento del biogás.....	68
4.2.4.4	Generación de lixiviados	71
4.2.4.5	Tratamiento de lixiviados.....	75
4.3	AICV para el escenario de compostaje (E2).....	76
4.4	AICV para el escenario de digestión anaerobia (E3).....	81
4.5	AICV para el escenario de incineración (E4).....	84
4.6	Evaluación de impactos para escenario E1.....	87

4.7	Evaluación de impactos para escenario E2	90
4.8	Evaluación de impactos para el escenario E3	92
4.9	Resultados escenario E4 - Incineración	95
	Incineración	96
4.10	Comparación de la evaluación de impactos entre escenarios por categoría.....	98
4.10.1	Categoría de impacto de cambio climático.....	98
4.10.2	Categoría de impacto de formación de oxidantes fotoquímicos	102
4.10.3	Categoría de impacto de acidificación	105
4.10.4	Categoría de impacto de eutrofización.....	108
4.11	Comparación general entre los escenarios evaluados	111
4.12	Análisis de sensibilidad	114
4.12.1	Análisis de sensibilidad escenario E1 - Actual	114
4.12.2	Análisis de sensibilidad escenario E2 - Compostaje	116
4.12.3	Análisis de sensibilidad escenario E3 - Digestión anaerobia.....	117
4.12.4	Análisis de sensibilidad escenario E4 – Incineración	118
4.12.5	Sensibilidad respecto a los valores de caracterización de los RSU.....	120
4.13	Análisis preliminar de costos asociados	121
5.	Conclusiones y recomendaciones	127
5.1	Conclusiones.....	127
5.2	Recomendaciones.....	129
A.	Anexo: Ecuaciones para caracterización físico-química BSU.....	131
B.	Anexo: Relación entre distancia y consumo de combustible	135
C.	Anexo: Variables ACV escenario actual	137
D.	Anexo: Variables ACV escenario de compostaje.....	149
E.	Anexo: Variables ACV escenario de digestión anaerobia	153
F.	Anexo: Variables ACV escenario de incineración	157
G.	Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E1	159
H.	Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E2	161
I.	Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E3	163
J.	Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E4	165
K.	Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E1.....	167
L.	Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E2.....	172
M.	Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E3.....	175
N.	Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E4.....	177
O.	Anexo: Sensibilidad para la caracterización de los RSU.....	179
	Bibliografía	182

Lista de figuras

	Pág.
Figura 2-1: Ubicación de los límites geográficos del RSDJ (Fuente: Google Earth).	12
Figura 2-2: Residuos sólidos ordinarios dispuestos anualmente en Bogotá D.C (Fuente: Adaptado UAESP, 2014).	14
Figura 2-3: Comportamiento Histórico (%) de los residuos en el RSDJ (Fuente: UAESP, 2014).	17
Figura 2-4: Distribución de operadores de aseo (Fuente: UAESP, 2014).	19
Figura 2-5: Fases principales de un ACV según la norma ISO 14040 (Fuente: ICONTEC, 2007).	31
Figura 3-1: Límites del sistema y etapas del ciclo de vida para los diferentes escenarios evaluados. (Fuente: autor).	41
Figura 4-1. Esquema simplificado para el ACV de los RSU (Fuente: autor).	56
Figura 4-2: Esquema para el modelo ACV del escenario actual (Fuente: autor).	57
Figura 4-3: Esquema de transporte y recolección de los RSU (Fuente: autor).	62
Figura 4-4: Esquema para el ACV del escenario de compostaje (Fuente: autor).	77
Figura 4-5: Esquema para el ACV del escenario de digestión anaeróbica (Fuente: autor).	81
Figura 4-6: Esquema para el ACV del escenario de incineración (Fuente: autor).	85
Figura 4-7: Resultados normalización del impacto para el escenario actual para el aprovechamiento del 50% del biogás (Fuente: autor).	89
Figura 4-8: Resultados normalización del impacto para el escenario de compostaje por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).	92
Figura 4-9: Resultados normalización del impacto para el escenario de digestión anaeróbica por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).	94
Figura 4-10: Resultados normalización del impacto para el escenario de incineración por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).	97
Figura 4-11: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de cambio climático (Fuente: autor).	99
Figura 4-12: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de cambio climático (Fuente: autor).	99
Figura 4-13: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de formación de oxidantes fotoquímicos (Fuente: autor).	103
Figura 4-14: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de formación de oxidantes fotoquímicos (Fuente: autor).	103

Figura 4-15: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de acidificación (Fuente: autor).....	106
Figura 4-16: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de acidificación (Fuente: autor).....	106
Figura 4-17: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de eutrofización (Fuente: autor).....	109
Figura 4-18: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de eutrofización (Fuente: autor).....	109
Figura 4-19: Ubicación factible para plantas de tratamiento mecánico-biológico (Fuente: PIRS, 2017).....	126
Figura 5-1: Consumo de combustible vs. Distancia recorrida para para el transporte de los RSU en España (Fuente: autor).....	135
Figura 5-2: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de cambio climático para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor). ...	180
Figura 5-3: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).....	180
Figura 5-4: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de acidificación para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).	181
Figura 5-5: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de eutrofización para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).....	181

Tabla 4-15: Tasas de oxidación del metano y sustancias traza presentes en el biogás para un relleno sanitario con cuidados limitados en las coberturas (Fuente: Ole A., 2013).	68
Tabla 4-16: Eficiencias de tratamiento para tea y combustión con generación de electricidad (Fuente: Ole A., 2013).	69
Tabla 4-17: Emisiones específicas por proceso para el tratamiento del biogás (Fuente: Ole A., 2013).	70
Tabla 4-18: Precipitación promedio mensual registrada en el RSDJ (Fuente: UAESP, 2014).	71
Tabla 4-19: Años de inicio y clausura para la disposición de residuos en las diferentes zonas del RSDJ (Fuente: UT Inter DJ, 2014 y Gonzalez E., 2008).	73
Tabla 4-20: Cambio en la composición de los lixiviados generados en el RSDJ (Fuente: CGR Doña Juana, 2012 y Gonzalez E., 2008).	74
Tabla 4-21: Eficiencias de remoción de la PTL para los contaminantes presentes en el lixiviado del RSDJ (Fuente: UAESP, 2015).	75
Tabla 4-22: Información requerida por el EASETECH para el modelo ACV del escenario de compostaje (Fuente: autor).	79
Tabla 4-23: Información requerida por el EASETECH para el modelo ACV del escenario de digestión anaeróbica (Fuente: autor).	83
Tabla 4-24: Información requerida por el EASETECH para el modelo ACV del escenario de incineración (Fuente: autor).	86
Tabla 4-25: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario actual (E1) (Fuente: autor).	88
Tabla 4-26: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario actual (E1) (Fuente: autor).	89
Tabla 4-27: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario de compostaje (E2) (Fuente: autor).	90
Tabla 4-28: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario de compostaje (E2) (Fuente: autor).	91
Tabla 4-29: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario de digestión anaeróbica (E3) (Fuente: autor).	93
Tabla 4-30: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario de digestión anaeróbica (E3) (Fuente: autor).	94
Tabla 4-31: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario de incineración (E4) (Fuente: autor).	96
Tabla 4-32: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario de incineración (E4) (Fuente: autor).	97
Tabla 4-33: Comparación de resultados entre escenarios para los valores de caracterización por categoría de impacto (Fuente: autor).	111
Tabla 4-34: Comparación de resultados entre escenarios para los valores normalizados por categoría de impacto (Fuente: autor).	111
Tabla 4-35: Variables sensibles identificadas para el escenario E1 (Fuente: autor).	115
Tabla 4-36: Variables sensibles identificadas para el escenario E2 (Fuente: autor).	116
Tabla 4-37: Variables sensibles identificadas para el escenario E3 (Fuente: autor).	117

Tabla 4-38: Variables sensibles identificadas para el escenario E4 (Fuente: autor).	119
Tabla 4-39: Resultados caracterización de impactos para todos los escenarios con la nueva caracterización de los RSU (Fuente: autor).	120
Tabla 4-40: Resultados normalización de impactos para todos los escenarios con la nueva caracterización de los RSU (Fuente: autor).	120
Tabla 4-41: Costos de tratamiento de RSU por alternativa (Fuente: Adaptado de CCAP, 2012).	123
Tabla 4-42: Costos de plantas de digestión anaerobia a diferentes capacidades instaladas (Fuente: PIRS, 2017).	124
Tabla 5-1: Caracterización de los RSU generados en Bogotá D.C (Fuente: UAESP, 2015).	179

Lista de Símbolos y abreviaturas

Superíndices

Superíndice Término

n	Exponente, potencia
---	---------------------

Abreviaturas

Abreviatura Término

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
AICV	Análisis del Impacto del Ciclo de Vida
ATP	Adenosín Trifosfato
BDJ	Biogás Doña Juana
BSU	Biorresiduos Sólidos Urbanos
CCAP	Center for Clean Air Policies
COV	Compuestos Orgánicos Volátiles
COVDM	Compuestos Orgánicos Volátiles Diferentes a Metano
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DCE	Dicloroetano
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DTU	Danmarks Technical University
EASETECH	Environmental Assessment System for Environmental TECHNOlogies
EASEWASTE	Antigua versión del EASETECH
ELCD	European reference Life-Cycle Database
EPA	Environmental Protection Agency
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GIRS	Gestión Integral de Residuos Sólidos
IDEAM	Instituto de Hidrología, Estudios Ambientales y Meteorología
ICV	Inventario del Ciclo de Vida
ILCD	International Life Cycle Database
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
JICA	Agencia de Cooperación Internacional del Japón
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCV	Lower Calorific Value
MDL	Mecanismo de Desarrollo Limpio
MBT	Mechanical Biological Treatment

Abreviatura	Término
MPA	Material Potencialmente Reciclable
MRF	Material Recovery Facility
NMVOC	Non-methane Volatile Organic Compounds
PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbons
PAN	Peroxiacetilnitrato
PCB	Polychloride Biphenyl - Bifenilos Policlorados
PCE	Tetracloroeteno o percloroetileno
PE	Personas Equivalentes
pH	Concentración de hidrogeniones o iones hidronio
PIRS	Programa de Investigación en Residuos Sólidos de la Universidad Nacional de Colombia
ONUDI	Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial
RESPEL	Residuos Sólidos Peligrosos
RSDJ	Relleno Sanitario Doña Juana
RSI	Residuos Sólidos Institucionales
RSPI	Residuos Sólidos Pequeñas Instituciones
RSPP	Residuos Sólidos generados por Pequeños Productores
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
SC	Sensitivity Coefficient
SETAC	Sociedad de Toxicología y Química Ambiental
SNCR	Selective Non-Catalytic Reduction
SR	Sensitivity Ratio
ST	Sólidos Totales
SV	Sólidos Volátiles
SynGas	Gas de síntesis
TCE	Tricloroetileno
TS	Total Solid
VOC	Volatile Organic Compounds
VS	Volatile Solids
WTE	Waste To Energy

Introducción

El estudio de las actividades humanas y su influencia sobre el medio ambiente ha cobrado mayor relevancia desde finales del siglo XX, debido a los cambios generados en los patrones naturales del planeta y al reconocimiento de los impactos que se evidencian en diferentes partes del mundo. El auge de la cultura de “usar y tirar” junto con la explosión demográfica del siglo XX, ha propiciado e incrementado la problemática producida por los residuos, complicando en exceso su eliminación y forzando a investigar nuevos métodos de gestión (Colomer y Gallardo, 2007).

El desarrollo de las diferentes actividades ha venido acompañado de la generación de impactos ambientales sobre los ecosistemas, afectando recursos como el agua, aire, suelo y energía. Disponer en rellenos sanitarios los residuos ha sido, y es aún, la práctica más utilizada por las sociedades del mundo para su manejo (Manfredi, 2009; Wittmaier *et al*, 2009; Mendes *et al*, 2004; Giraldo, 2001). Existe una conexión directa entre la disposición de residuos sólidos y el cambio climático (por la generación de Gases de Efecto Invernadero (GEI) de los rellenos sanitarios, principalmente metano), el agotamiento del ozono estratosférico (generación de emisiones de compuestos halogenados contenidos en los residuos, Compuestos Orgánicos Volátiles (COV), óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre), la generación de daños a la salud humana (exposición a productos químicos y partículas durante las etapas de recolección y tratamiento de residuos), daños a los ecosistemas (por la emisión de compuestos con metales pesados a la atmosfera, contaminación de aguas superficiales y al suelo), y el agotamiento de recursos (debido al desaprovechamiento o ineficiencia de los sistemas de reciclaje), solo por nombrar algunos (Laurent *et al*, 2014).

Cerca del 60% del total de las emisiones de metano vienen de las actividades humanas. Este gas es emitido por las industrias, el desarrollo de actividades agrícolas y principalmente por el manejo de los residuos sólidos (EPA, 2015). Entre 1990 y 2005, la

emisión global de metano de los rellenos sanitarios se estimó que creció alrededor del 12%, pasando de 706 a 794 MtCO₂eq. Para el periodo comprendido entre 2005 y 2030 se proyecta un incremento de las emisiones de CO₂ cercanas del 21% pasando de 794 a 959 MtCO₂eq. De acuerdo al mismo informe entregado por la EPA (Environmental Protection Agency) para el año 2015 la emisión global de metano de los rellenos sanitarios va a ser cercana a los 876 MtCO₂e, contribuyendo de esta forma al 11% de las emisiones globales totales de metano (EPA, 2012).

Se han visto controladas las contribuciones de emisión de GEI por parte de algunos países desarrollados mediante la implementación de planes de control para minimizar la cantidad de materia orgánica (fracción de biorresiduos o Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU)) que puede disponerse en los rellenos sanitarios. Mientras que en los países en vías de desarrollo no se han visto los mismos resultados, debido a los efectos del crecimiento económico y el aumento de la población en los centros urbanos lo que ha conllevado a la generación de cambios en los patrones de consumo y un aumento en la cantidad de residuos (EPA, 2012).

Colombia ha venido cambiando sus dinámicas a nivel de crecimiento económico y social durante los últimos años, lo que ha generado una brecha entre los sistemas de gestión de residuos sólidos, la vida útil de los rellenos sanitarios y la disponibilidad de áreas para el establecimiento de instalaciones para el manejo de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) (MMA, 2002). Bogotá D.C genera alrededor de 7500 t de RSU por día, de los cuales alrededor del 60 hasta el 65% de la fracción está compuesta por Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU). La mayoría de los BSU generados en la ciudad se disponen directamente en el Relleno Sanitario Doña Juana (RSDJ). En diferentes centros urbanos del mundo y en la ciudad de Bogotá D.C, la gestión de BSU se ha orientado únicamente en la recolección, transporte y disposición final, sin considerar ningún tipo de tratamiento previo y/o valorización de dicha fracción, debido a que dicha opción es vista con frecuencia como la alternativa más económica (Giraldo, 2001). Sin embargo, esta visión ha venido cambiando en diferentes países del mundo, por ejemplo, en Dinamarca, Alemania, España, Italia, Noruega, Francia, Estados Unidos, Brasil, Chile, solo por mencionar algunos, quienes se han preocupado por el aumento constante en la generación de residuos sólidos y consideraron estrategias de gestión que fueran sostenibles desde el punto de vista ambiental (Laurent *et al*, 2014).

El objeto de estudio de este trabajo consistió en realizar un análisis para la gestión actual de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C, el establecimiento de diferentes alternativas para el aprovechamiento/tratamiento y la realización de una evaluación de las alternativas planteadas mediante la aplicación de la metodología del Análisis de Ciclo de Vida (ACV). La aplicación del ACV se ha comenzado a utilizar de forma gradual en diferentes partes del mundo, debido a que es una herramienta de apoyo para la toma de decisiones, que, a través de su perspectiva holística en la cuantificación de los impactos ambientales, se ha demostrado que proporciona información valiosa para identificar soluciones apropiadas para la gestión de los residuos sólidos (Laurent *et al*, 2014). Usualmente el ACV para los residuos sólidos incluyen las etapas de recolección, transferencia, tratamiento intermedio y disposición final (Mendes *et al* 2004).

La importancia de este estudio radica en la realización de la primera evaluación integral del manejo de los BSU en la ciudad de Bogotá D.C y la contribución para la identificación de posibles soluciones a largo-mediano plazo con el fin de atender la problemática actual identificada. La vida útil del RSDJ está por terminar en los próximos años, por lo cual surge la necesidad de redefinir el modelo de gestión existente en la ciudad. Adicionalmente, se busca la concientización de la población sobre la importancia que merece el tema y el establecimiento e incorporación nuevas alternativas de tratamiento/aprovechamiento con el fin de mejorar la gestión de los BSU en términos de protección del ambiente y sostenibilidad ambiental. Se espera que los resultados de este proyecto sirvan como base para la realización de evaluaciones futuras en otras ciudades del país y de la región.

Para desarrollar el ACV se implementó un software de uso libre, EASETECH (Environmental Assessment System for Environmental TECHnologies) desarrollado por la Universidad Técnica de Dinamarca (DTU (Danmarks Tekniske Universitet), por sus siglas en danés). La definición y selección de las categorías de impacto evaluadas en el documento se definieron de acuerdo a su pertinencia y atendiendo al análisis del contexto identificado en el sistema de gestión de los BSU en Bogotá. Entre las categorías de impacto evaluadas se encuentran cambio climático, formación de oxidantes fotoquímicos, acidificación terrestre y enriquecimiento de nutrientes o eutrofización.

Esta investigación se enmarca dentro del proyecto de investigación doctoral: Selección de opciones tecnológicas de gestión de biorresiduos de origen residencial. Propuesta metodológica para la minimización de los impactos ambientales, de la profesora Verónica

Manzi Tarapúes de la Universidad Autónoma de Occidente, codirectora del presente trabajo final de maestría.

1. Objetivos

1.1 Objetivo general

Evaluar los impactos ambientales potenciales asociados al estado actual y diferentes alternativas planteadas para la gestión de los Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU) generados en la ciudad de Bogotá D.C identificando los parámetros claves para la implementación del Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

1.2 Objetivos específicos

1. Realizar el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la gestión de los Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU) bajo el escenario actual en la ciudad de Bogotá D.C.
2. Plantear y evaluar diferentes alternativas para la gestión de los Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU) utilizando el Análisis de Ciclo de Vida (ACV).
3. Realizar un análisis de sensibilidad asociado a los resultados obtenidos para cada uno de los escenarios evaluados.

2. Marco de referencia

2.1 Residuos Sólidos Urbanos (RSU)

Se hace referencia al término residuo, a todo lo que es generado, producto de una actividad, ya sea por la acción directa del hombre o por la actividad de otros organismos vivos, formándose una masa heterogénea que, en muchos casos, es difícil de reincorporar a los ciclos naturales. Normalmente tienen la capacidad de ser reutilizados, revalorados y/o aprovechados. La acumulación de los residuos sólidos en el ambiente es debida principalmente por la velocidad con la que se generan y por la naturaleza química de estos (ONUUDI, 2007).

Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) o Residuos Sólidos Municipales (RSM) se pueden clasificar de diferentes formas y criterios, en dependencia de la importancia que revisten la utilidad, la peligrosidad, fuente de producción, posibilidades de tratamiento, tipo de materiales, entre otros. Los RSU se clasifican de acuerdo al tipo de composición química (orgánicos e inorgánicos), por su utilidad o punto de vista económico (reciclables y no reciclables), por su origen (domiciliarios, comerciales, constructivos, industriales, hospitalarios y agrícolas) o por el riesgo (peligrosos, no inertes e inertes) (ONUUDI, 2007).

Las propiedades químicas de los componentes de los RSU, constituyen un elemento importante para el uso y manejo que se vaya a realizar con ellos. A partir de las características se toman decisiones pertinentes relacionadas con el sistema de tratamiento más adecuado para cada caso. Entre las propiedades más relevantes se encuentran: la densidad, solubilidad, humedad, poder calorífico y relación Carbono/Nitrógeno (C/N) (ONUUDI, 2007).

2.2 Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU)

La Unión Europea en el Libro Verde define a los Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU) como una fracción importante de la materia biodegradable de los RSM, compuestos

principalmente por restos de poda provenientes de jardines y parques, residuos alimenticios generados en las cocinas de los hogares, servicios de restauración colectiva, restaurantes y demás locales comerciales, entre estos residuos es posible encontrar peladuras de frutas y verduras, sobras de comida, desperdicios de pescado, huesos y restos de carne, comida en mal estado, entre otros, caracterizándose por poseer un alto contenido de humedad (CCE, 2008; Oviedo *et al.*, 2012). Se excluyen de los biorresiduos municipales el resto de residuos biodegradables como los residuos de agricultura, actividades forestales, estiércoles animales, biosólidos u otros como textiles, papel, cartón y madera procesada. De los residuos sólidos urbanos o municipales, los biorresiduos son la fracción más alta y de mayor potencial de contaminación (Oviedo *et al.*, 2012).

Para efectos de este trabajo, se entienden por biorresiduos municipales aquellos biorresiduos procedentes de los usuarios atendidos por el servicio público de aseo de la ciudad de Bogotá como caso de estudio, definición con la cual se excluyen de lo definido anteriormente los restos de corte de césped y poda de árboles de parques y zonas verdes públicas. De acuerdo a sus características es posible realizar una clasificación de los biorresiduos.

2.3 Gestión de residuos sólidos

La gestión integral de residuos sólidos es la selección y aplicación de métodos y tecnologías para darle un manejo adecuado a los residuos generados, con el fin de minimizar el impacto sobre el medio ambiente y la salud pública. Maneja cuatro principios: reducción en el origen, aprovechamiento y valorización, tratamiento y transformación y disposición final controlada (IDEAM, 2006). En la actualidad se entiende por gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) al conjunto de operaciones encaminadas a dar el tratamiento global más adecuado, desde los puntos de vista técnico, económico, medioambiental y sanitario, de acuerdo a las características de los mismos y los recursos disponibles.

Dependiendo de la cantidad de residuos sólidos dispuestos, atendiendo a su composición y características fisicoquímicas se pueden elegir dos parámetros importantes, como son la elección del tipo de tratamiento y el dimensionamiento de los equipos para su gestión (Mendes *et al.*, 2004). Para diseñar y dimensionar un sistema integrado de gestión en una

determinada zona es necesario conocer factores tales como la cantidad y tipos de residuos, situación y tipos de vertederos, la existencia de estaciones de transferencia, estacionalidad de la población, vías de comunicación, recursos económicos disponibles, entre otros. Con el conocimiento de estos aspectos se puede confeccionar un sistema global e integrado de gestión de los residuos sólidos que engloba todas las actividades comprendidas desde los puntos de generación hasta los lugares de eliminación, reciclaje, recuperación o valorización, buscando siempre la combinación más adecuada para las condiciones o particularidades que se tienen o requieren (Colomer, F. y Gallardo, A., 2007; Mendes *et al.*, 2004).

La Gestión Integral de Residuos Sólidos (GIRS) contempla las siguientes etapas jerárquicas: reducción en el origen, aprovechamiento y valorización; tratamiento y transformación; disposición final controlada. La gestión de residuos sólidos es uno de los mayores problemas urbanos que enfrentan los municipios en todo el mundo. En los últimos años, el enfoque para mejorar la gestión de los residuos sólidos municipales ha estado puesto en el desarrollo de programas integrados de gestión de residuos en los cuales cada faceta o etapa del sector se analiza de manera holística. El potencial de recuperación de la gestión de residuos sólidos radica básicamente en cómo pueden administrarse las características físicas de los residuos sólidos y la forma en que se logra la recuperación (CCAP, 2012).

Actualmente existen diferentes tecnologías desarrolladas y aplicadas especialmente en los países de la Unión Europea. Dentro de los tratamientos para los Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU) más destacados se encuentran la disposición en relleno sanitario con recuperación de energía, incineración de residuos, digestión anaerobia y compostaje (Gómez, 2009).

2.4 Residuos sólidos en Bogotá D.C

2.4.1 Normatividad

A continuación, se presenta la normatividad vigente a nivel Nacional y Distrital para los residuos sólidos urbanos.

Ley 9 de 1979. Por la cual se dictan Medidas Sanitarias. Artículo 22 al 35 sobre Residuos Sólidos.

Resolución 2309 de 1986. Por la cual se reglamentan los Residuos Especiales.

Decreto 838 de 2005. Por medio del cual se reglamenta el manejo integral de los residuos sólidos. Por el cual se modifica el Decreto 1713 de 2002 sobre disposición final de residuos sólidos y se dictan otras disposiciones.

Decreto 2436 de 2008. Por medio del cual se reglamenta el acceso a rellenos sanitarios e incentivo Municipal por disposición final de residuos.

Decreto 564 de 2012. Por medio del cual se adoptan disposiciones para asegurar la prestación del servicio público de aseo en el Distrito Capital.

Decreto 2981 de 2013. Por el cual se reglamenta la prestación del servicio público de aseo.

Resolución 754 de 2014. Por la cual se adopta la metodología para la formulación, implementación, evaluación, seguimiento, control y actualización de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS).

Decreto 1076 de 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Acuerdo 645 de 2016. Por el cual se adopta el plan de desarrollo económico, social, ambiental y de obras públicas para Bogotá D.C 2016 – 2020 “Bogotá mejor para todos”. Artículos 86, 87 y 88 en donde se establecen directrices para la gestión integral de residuos sólidos en la ciudad, la preservación de los recursos, la prestación de los servicios en condiciones de dignidad e igualdad, el consumo responsable y la producción sostenible.

Decreto 596 de 2016. Por el cual se modifica y adiciona el Decreto 1077 de 2015 en lo relativo con el esquema de la actividad de aprovechamiento del servicio público de aseo y el régimen transitorio para la formalización de los recicladores de oficio, y se dictan otras disposiciones.

Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS) de 2016. Establece el esquema de prestación del servicio de aseo de la ciudad de Bogotá D.C.

Decreto 495 de 2016. Por medio del cual se adopta el Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos -PGIRS- del Distrito Capital y se dictan otras disposiciones.

2.4.2 Relleno Sanitario Doña Juana (RSDJ)

El Relleno Sanitario de Doña Juana (RSDJ) se localiza en la ciudad de Bogotá, capital de Colombia. Está ubicado hacia el sur de la ciudad en la localidad de Ciudad Bolívar, por la

vía Villavicencio, colindando con los barrios de Mochuelo Alto y Mochuelo Bajo. El RSDJ limita hacia el oriente con la Avenida Boyacá y el río Tunjuelo, al occidente con la vía rural a Pasquilla y predios de particulares, al sur con la Quebrada Aguas Claras y al norte con predios de particulares (Ver Figura 2-1) (UAESP & JICA, 2013).

Las coordenadas geográficas de los límites donde se ubica el RSDJ se muestran en la Tabla 2-1.

Tabla 2-1: Coordenadas Geográficas Vértices RSDJ (Fuente: UAESP & JICA, 2013).

Vértice	Latitud	Longitud
1	4°32'03.23"	74°07'46.08"
2	4°29'17.68"	74°08'15.92"
3	4°30'41.19"	74°07'37.39"
4	4°30'21.84"	74°08'50.47"

La localización de los vértices con las coordenadas geográficas para el RSDJ se muestra en la Figura 2-1.

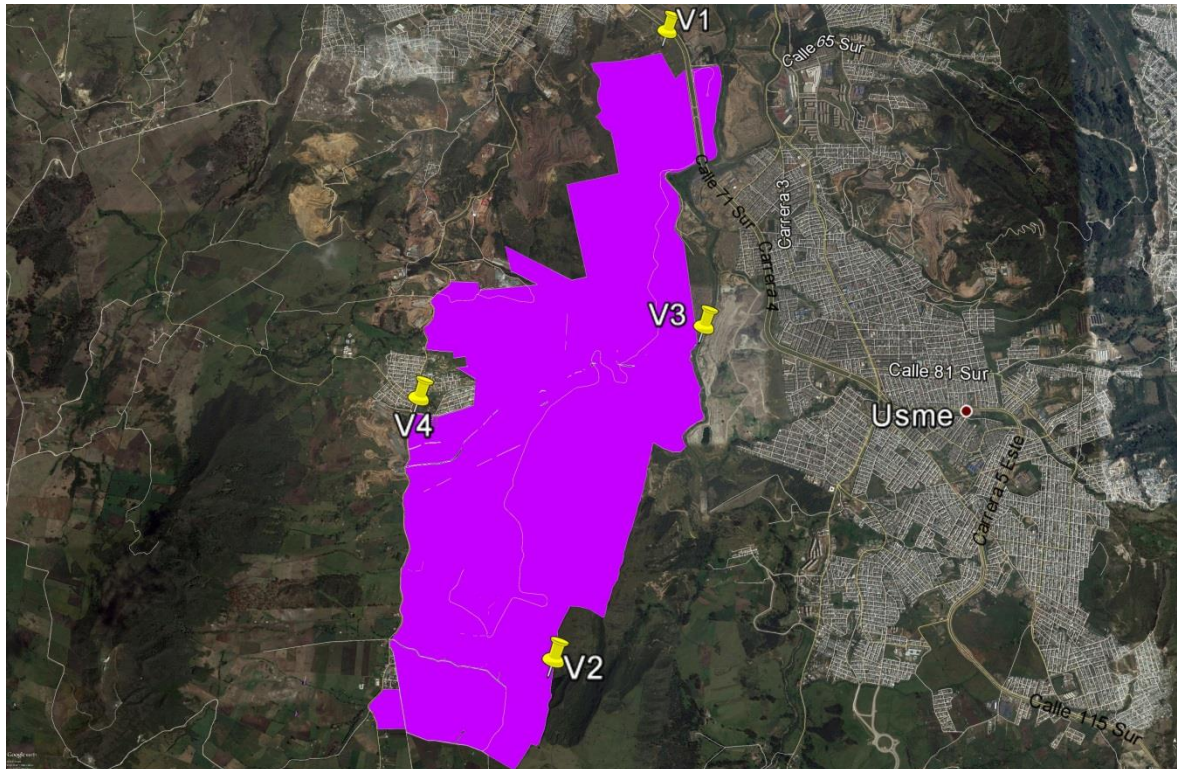


Figura 2-1: Ubicación de los límites geográficos del RSDJ (Fuente: Google Earth).

El RSDJ inicio operaciones en el año de 1988, es propiedad de la ciudad de Bogotá D.C. La Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos (UAESP) es la entidad encargada de la administración de servicios públicos de la ciudad, entre ellos el aseo y por tanto se encarga del relleno sanitario. Recibe los residuos sólidos domiciliarios y comerciales generados en Bogotá y de los municipios de Cáqueza, Chipaque, Choachí, Fosca, Ubaque, Une y otros menores (Alcaldía locales, juntas de acción comunal). Mensualmente se disponen del orden de 190.000 toneladas de residuos, alcanzando un máximo diario de aproximadamente 8.400 toneladas (UAESP & JICA, 2013).

De acuerdo al Informe de Evaluación al relleno realizado por la firma SCS Engineers para el año 2007 contaba con aproximadamente 26.000.000 de toneladas de residuos dispuestos, y se proyectaba su clausura para el año 2016 con una disposición final total de 47.000.000 de toneladas (SCS Engineers, 2007). La clausura del relleno se ha prolongado durante varios años debido a que cuenta con posibles áreas de expansión, generando de esta forma un aumento de su vida útil. De acuerdo con las cifras otorgadas por la UAESP se estima la clausura del relleno se realice a mediados del año 2022 (UAESP, 2016). El área total del Relleno es de 486 hectáreas de las cuales alrededor del

40% es utilizado como relleno. Funciona las 24 horas del día, 7 días a la semana (SCS Engineers, 2007). De acuerdo a la UAESP el área total del relleno es de 560 hectáreas, de las cuales solamente el 40% es utilizado como Relleno Sanitario, repartida en ocho zonas (UAESP, 2010). Cabe destacar que las cifras reportadas por la firma de ingeniería SCS Engineers son diferentes probablemente porque no consideró el área de los nuevos predios adquiridos por el Distrito, la Zona de Optimización y de Amortiguamiento.

Los residuos producidos en la ciudad de Bogotá D.C tienen como destino final el RSDJ (OSA, 2015). Actualmente se disponen los residuos en la zona de Optimización Fase II. El entierro de los residuos no reduce el volumen de disposición y no contribuye en la prolongación de la vida útil del relleno sanitario. Por ello y a la consideración de aspectos ambientales prioritarios se han adoptado medidas tales como planes de reciclaje de materiales potencialmente aprovechables, gestión integral diferenciada para escombros y residuos peligrosos.

2.4.3 Cantidad y composición de los RSU por fuente de generación

De acuerdo a la Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos (UAESP) para el año 2013 en Bogotá se genera un promedio de 195.825 toneladas/mes, lo que equivale a 6.527 toneladas/día, no obstante, el potencial de generación sería de 7.527 toneladas/día considerando los residuos de bolsa blanca (son los residuos clasificados en la fuente y recolectados por las rutas de recolección selectiva existentes en la ciudad que llegan a los centros o bodegas de reciclaje, conocido como Material Potencialmente Aprovechable (MPA)) que no están llegando al relleno (UAESP, 2014). Atendiendo a estas cifras y considerando una población para la ciudad de 7.258.629 habitantes, se obtiene que se generan 1,037 kg/habitante día. En la Figura 2-2 se puede observar la cantidad de residuos generados anualmente en la ciudad de Bogotá D.C desde el año de 1998 hasta el 2013.

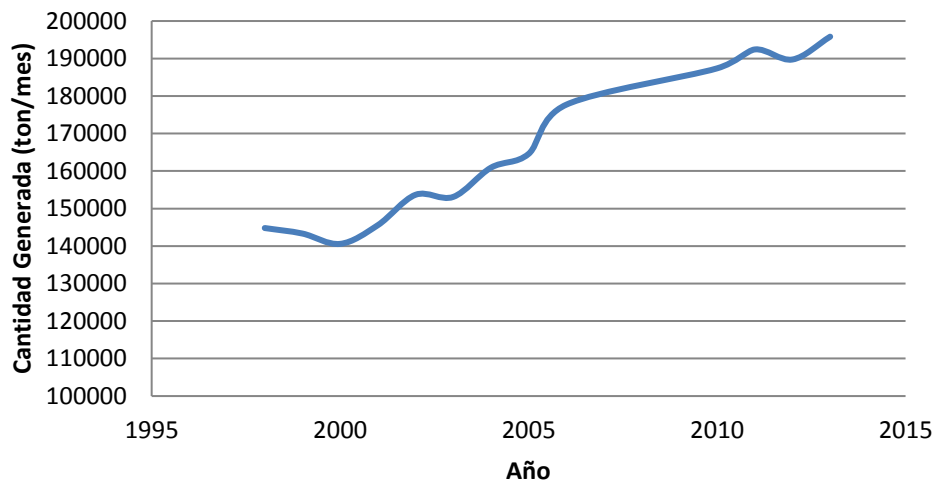


Figura 2-2: Residuos sólidos ordinarios dispuestos anualmente en Bogotá D.C (Fuente: Adaptado UAESP, 2014).

La UAESP realizó un estudio para identificar la cantidad y composición de los residuos que se generan en Bogotá D.C y se elaboró el informe “Caracterización de los residuos sólidos generados en la ciudad de Bogotá D.C, diciembre 2011”. Este estudio contempla por separado tres tipos de residuos sólidos de acuerdo a la fuente de generación tales como residenciales, comerciales e institucionales.

Residuos Sólidos Domiciliarios (RSD)

A través del estudio se determinó que cada habitante de Bogotá D.C produce en promedio 0,32 kilogramos (kg) diariamente de residuos sólidos residenciales. La producción por estrato socioeconómico, siendo menor en el estrato 1 con 280g/habitante día, mientras que es mayor en el estrato 5 con 450g/habitante día (UAESP, 2011). Los residuos sólidos domiciliarios o residenciales están principalmente compuestos por residuos de comida preparada, como no preparada, constituyendo el 60,56% del total de los residuos sólidos generados en la parte urbana de la ciudad. De otro lado, los residuos reciclables como papel, cartón, plásticos, metales y vidrios ocupan el 20,47% (plástico 10,46%, papel y cartón 7,10%, vidrios 2,07% y productos metálicos 0,84%) (UAESP & JICA, 2013).

Residuos Sólidos Comerciales o Residuos Sólidos por Pequeños Productores (RSPP)

Se determinó que la media ponderada de producción de residuos sólidos por establecimiento comercial para pequeños productores en Bogotá D.C es de 1,36 kg/establecimiento día. Los residuos sólidos generados por los pequeños productores comerciales se destacan que los residuos orgánicos son el componente generado en mayor cantidad para los dos tipos de actividades económicas contempladas (comercialización de bienes y servicios y alimentos y bebidas), ocupando el 46,48% del total. En segundo lugar, se encuentran los residuos de plástico que corresponden al 17,83% del total. Los residuos como papel y cartón representan el 11,91%, textiles el 1,89%, madera 0,32%, metales el 0,85 entre otros (UAESP & JICA, 2013).

Residuos Sólidos Institucionales (RSI)

La media ponderada global de la producción diaria de residuos sólidos institucionales, pequeños productores para Bogotá D.C en 0,6 kg/establecimiento día. Para los residuos sólidos generados por las pequeñas instituciones de la misma forma los residuos orgánicos son el componente que ocupa mayor proporción con el 27,05%. En segundo lugar, se encuentran los residuos de papel y cartón con el 22,56% y los residuos de plástico con el 19,76%. Siendo de esta forma los residuos reciclables (papel, cartón, plásticos, metales y vidrio) aproximadamente el 45% (UAESP & JICA, 2013).

En la Tabla 2-2 se muestran la composición física para cada tipo de residuo sólido generado atendiendo a las categorías enunciadas anteriormente.

Tabla 2-2: Composición de los residuos sólidos domiciliarios (RSD), pequeños productores (RSPP) y pequeñas instituciones (RSPI) (Fuente: UAESP & JICA, 2013).

Tipo de residuo	RSD	RSPP	RSPI
Alimentos preparados	8,6%	7,4%	13,7%
Alimentos no preparados	52%	39,1%	13,3%
Residuos poda y jardinería	0,9%	3,2%	8,6%
Plástico	10,5%	17,8%	19,8%
Papel y Cartón	7,1%	11,9%	22,6%
Vidrios	2,1%	3,9%	2,6%
Textiles	1,9%	1,9%	0,9%

Tipo de residuo	RSD	RSP	RSPI
Madera	0,3%	2,9%	0,5%
Caucho y Cuero	0,4%	0,9%	0,2%
Cerámicos	1,2%	1,2%	0,2%
Productos Metálicos	0,8%	1,6%	0,9%
RESPEL domésticos	12,9%	6,9%	16,5%
Otros	1,3%	1,3%	0,04%
Total	100%	100%	100%

2.4.4 Composición de los RSU en Bogotá D.C

En la Tabla 2-3 se muestran los promedios totales de la caracterización de los residuos tomando en cuenta la caracterización realizada en el año 2011 por la UAESP.

Tabla 2-3: Composición para los RSU en Bogotá D.C (Fuente: UAESP & JICA, 2013).

Categoría	Composición
Alimentos	60,5%
Jardinería	0,9%
Papel	4,3%
Cartón	2,8%
Plástico	10,5%
Caucho y cuero	0,4%
Textiles	1,9%
Madera	0,3%
Productos Metálicos	0,89%
Vidrio	2,1%
Cerámicos	1,2%
RESPEL doméstico	12,9%
Otros residuos	1,3%
Total	100%

De acuerdo a la Tabla 2-3, los Residuos Sólidos Urbanos dispuestos en el RSDJ se puede afirmar que el material que más se dispone son alimentos 60,6%, seguido por RESPEL doméstico 12,9% (principalmente residuos generados en los baños), plástico 10,5% y papel 4,3% (UAESP & JICA, 2013).

El comportamiento histórico de los residuos en el RSDJ de acuerdo a la UAESP se puede observar en la Figura 2-3 donde se presentan datos de la variación en la composición porcentual por tipo de material dispuesto desde el año 2001 hasta el 2013. Del cual cabe destacar que mantiene la misma tendencia a la que se refieren en el informe de la firma *SCS Engineers* a excepción de los materiales textiles, donde la mayor cantidad de residuos dispuestos son de carácter orgánico (biorresiduos), seguido por plásticos y caucho, papel y cartón y finalmente metales.

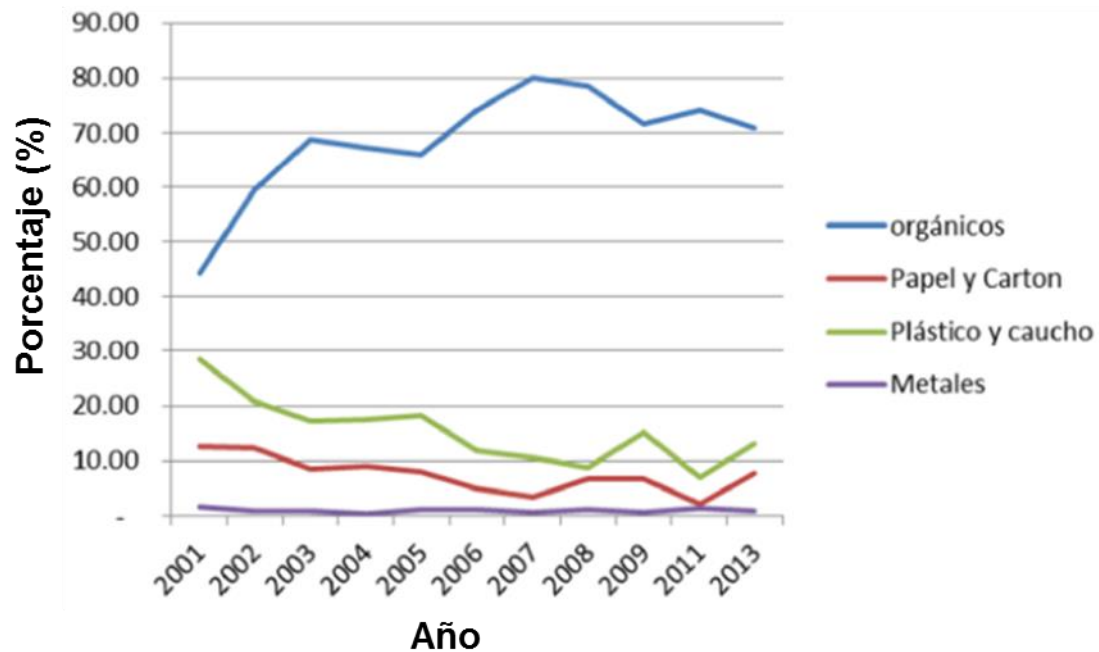


Figura 2-3: Comportamiento Histórico (%) de los residuos en el RSDJ (Fuente: UAESP, 2014).

Como práctica dentro del relleno se compactan los residuos con equipos de 35 toneladas de peso; se realizan entre 3 y 4 pasadas del equipo obteniéndose “in situ” densidades superiores a $1,15 \text{ t/m}^3$ (SCS Engineers, 2007). Pero debe tenerse en cuenta que la tasa de crecimiento de los residuos ordinarios ha sido del 2,2% anual desde 1998, mientras que el crecimiento promedio mensual entre el año 2012 y 2013 ha sido del 4,9%, indicando con ello que están llegando más residuos ordinarios al Relleno Sanitario de Doña Juana (UAESP, 2014). El enterramiento de los residuos no reduce el volumen de disposición y no contribuye en la prolongación de la vida útil del relleno sanitario.

2.4.5 Operadores de aseo

Las empresas operadoras de aseo cumplen principalmente la tarea de recolección de los residuos sólidos generados en las diferentes localidades de la ciudad y adicionalmente deben cumplir con el barrido de calles, limpieza y lavado de vías públicas, corte de césped y poda de árboles, servicio especial de aseo para eventos masivos y espectáculos, recolección de escombros y demolición y prestar servicio preferencial a grandes productores.

Desde finales del año 2012 se dio un cambio dentro de la distribución de los operadores de aseo mediante acto de licitación pública con el fin de prestar el servicio de aseo dentro de la ciudad. Para dicho año se dio la creación de la empresa pública Aguas de Bogotá SA ESP como filial del Acueducto de Bogotá, la cual quedó dentro de las empresas con mayor participación dentro del modelo actual de recolección y generó la salida de la antigua empresa de aseo ATESA. A continuación, se presenta la distribución actual para la recolección de residuos por empresa y sus respectivas localidades.

Aguas de Bogotá. Realiza la recolección de residuos para las localidades de Fontibón, Engativá, Chapinero, Barrios Unidos, Teusaquillo, Mártires, Santa Fe, Candelaria, Antonio Nariño, Rafael Uribe Uribe, Usme y San Cristóbal.

Aseo Capital. Realiza la recolección de residuos para las localidades de Puente Aranda, Tunjuelito y Ciudad Bolívar.

LIME. Realiza la recolección de residuos en las localidades de Suba y Usaquén.

Ciudad Limpia. Realiza la recolección de residuos en las localidades de Kennedy y Bosa.

La distribución de las empresas operadoras de aseo se puede observar en la Figura 2-4.



Figura 2-4: Distribución de operadores de aseo (Fuente: UAESP, 2014).

La distribución de operadores de aseo presentada en la Figura 2-4 se mantuvo hasta el mes de febrero del año 2018, momento en el cual el Distrito decidió realizar un ajuste al modelo de recolección de RSU.

2.4.6 Aprovechamiento del biogás en el RSDJ

Con el propósito de dar tratamiento y aprovechar el biogás que se genera en el RSDJ aplicando el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del protocolo de Kyoto, la UAESP firmó el Contrato de Concesión No. 137 de 2007 con el Consorcio Biogás Doña Juana S.A ESP (BDJ) (UAESP & JICA, 2013). En Bogotá se lleva a cabo desde el año 2009 el proyecto de aprovechamiento energético del biogás del relleno sanitario de Doña Juana. En el relleno sanitario se capta el gas metano que se genera de los residuos orgánicos y se quema. Surgió como una alternativa para disminuir las emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero) a través de la recuperación y quema del gas del relleno sanitario (UAESP, 2013; Ordoñez M. 2011).

Se estima una reducción anual de 827.384 tCO₂eq/año. Desde el 22 de septiembre de 2009 a marzo de 2012 se redujeron 1.667.249 tCO₂eq y para el año 2012 se tuvo una reducción total de 2.645.931 tCO₂eq (UAESP & JICA, 2013; Ordoñez M., 2011).

Adicionalmente contempla el aprovechamiento energético y térmico del biogás, que a la fecha no se ha realizado. Al ser un proyecto ligado al MDL y ser compensado por el pago de los bonos de carbono, en este momento está viéndose afectado su funcionamiento al haberse reducido el precio del bono a nivel internacional.

2.5 Impactos ambientales de los rellenos sanitarios

Los rellenos sanitarios son las opciones más utilizadas para realizar la disposición de los RSU debido a su bajo costo económico, a pesar de la clara conciencia que poseen las autoridades ambientales de los beneficios que conlleva la gestión integral de los residuos sólidos y la necesidad de Reducir, Reusar y Reciclar. En Colombia, por ejemplo, en la política nacional de residuos sólidos ha adoptado como prioridad nacional las tres R (reducción, reutilización y reciclaje) (Giraldo E., 2001).

La disposición de residuos en el RSDJ conlleva a la generación de problemas ambientales asociados, ya que los residuos depositados en el relleno pierden su utilidad y las condiciones anaerobias de descomposición de esta materia orgánica dentro del relleno liberan diversos gases nocivos a la atmósfera -contribuyendo al efecto invernadero-, así como los lixiviados generan contaminación del agua y del suelo; además se incurre en un gasto energético considerable para transportar estos residuos por largas distancias hasta el único relleno sanitario de la ciudad (UAESP, 2016).

Una vez se han enterrado los residuos sólidos es necesario minimizar los impactos ambientales de dicha práctica (Giraldo E., 2001). La generación de gases y lixiviados son procesos inevitables en la degradación de los residuos, desde su producción hasta su disposición final, siendo por tanto necesario el manejo adecuado de estos subproductos, pues son causa potencial de efectos e impactos ambientales negativos. Los impactos ambientales generados se pueden clasificar principalmente en la contaminación del aire, contaminación del agua, contaminación del suelo, generación de vectores y problemas en la salud pública.

2.5.1 Contaminación del aire

En los rellenos sanitarios, el biogás es producto de la descomposición biológica de la materia orgánica y está conformado por metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂),

encontrándose también trazas de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV). Estos compuestos son potencialmente perjudiciales para la calidad del aire y la salud pública de las comunidades que residen cerca a los rellenos (Hincapié et al, 2001).

La composición del biogás depende principalmente de la composición de los residuos dispuestos, de su nivel de compactación, del contenido de humedad, de la edad de los residuos, de las condiciones climatológicas y de operación. Por lo general, la masa de residuos en los sitios de disposición final, presentan un alto contenido de materiales orgánicos (arriba del 50%) y la humedad suficiente, para que bajo condiciones anaeróbicas se favorezca la generación de grandes cantidades de metano (Rivera G. y Sarmiento C., 2006).

Adicionalmente, se debe considerar generación de olores desagradables debido a que en algunos casos específicos los residuos no son manejados apropiadamente y principalmente por la fermentación anaerobia, descomposición y putrefacción de los residuos sólidos. Las sustancias liberadas que se caracterizan por su mal olor son aminas, mercaptanos, sulfuros orgánicos, diaminas, amoníaco, ácido sulfúrico y escatol (Colomer y Gallardo, 2007).

Los rellenos sanitarios son considerados fuentes emisoras de contaminantes atmosféricos, constituyendo una importante fuente antropogénica de generación de gases de efecto invernadero, representada por el biogás producto de la descomposición biológica de la materia orgánica, los cuales son potencialmente perjudiciales para la calidad del aire y la salud y su producción varía dependiendo de la antigüedad del sitio de disposición, la composición de los residuos y de las condiciones ambientales en las que se efectúan (Camargo Y., 2009).

El metano es el segundo mayor contribuyente al calentamiento global entre los gases de efecto invernadero, después del dióxido de carbono; el potencial de calentamiento global del metano (en su horizonte temporal de 100 años) es 21 veces mayor que el del dióxido de carbono. Sin embargo, debido a su tiempo de vida atmosférico más corto (12 años), se estima que las emisiones totales sólo deberían reducirse en aproximadamente el 8% de los niveles actuales para estabilizar las concentraciones de metano (IPCC, 2006).

En la actualidad y a la par con las cambiantes realidades de gestión de residuos sólidos en Colombia, una creciente preocupación respecto de los efectos antropogénicos del

cambio climático ha puesto a la gestión de residuos bajo un nuevo foco global como una fuente potencial de mitigación para el cambio climático. Por naturaleza, la mayoría de los procesos de gestión de residuos sólidos son una fuente de emisiones de GEI (CCAP, 2012).

De acuerdo al último reporte sobre el Inventario Nacional y Departamental de GEI publicado por el IDEAM, a nivel nacional el sector de saneamiento generó el 4% de las emisiones totales, donde las fuentes de emisión identificadas fueron: la disposición de residuos en rellenos sanitarios, el tratamiento de aguas residenciales y la incineración de desechos. Para la ciudad de Bogotá D.C, el 45% de las emisiones son generadas por el sector transporte terrestre y alrededor del 12% por la disposición final de los residuos sólidos generados, equivalentes a 1302,40 kt CO₂ eq (IDEAM, 2016).

2.5.2 Contaminación del agua

Para comenzar, el agua que ha entrado en contacto con los residuos recoge gran cantidad de las sustancias que originalmente estaban dentro del mismo, quedando de esta manera altamente contaminada. Esta agua se denomina lixiviado, y es uno de los líquidos más contaminados y contaminantes que se conocen. De no recogerse adecuadamente y luego tratarse, el lixiviado puede contaminar a su vez aguas subterráneas, aguas superficiales y suelos. Por esta razón, y para evitar que esto ocurra, los rellenos sanitarios se impermeabilizan, se drenan apropiadamente y los lixiviados recogidos por estos drenajes, se tratan (Giraldo E., 2001).

Existen numerosas caracterizaciones de los lixiviados en donde se hace énfasis en su alto poder contaminante. Las emisiones líquidas (lixiviados) generadas en los rellenos sanitarios están constituidas por los jugos que provienen de desechos heterogéneos en composición y arrastran todo tipo de contaminantes, muchos de ellos son catalogados como uno de los residuos más complejos y difíciles de tratar (Luna *et al*, 2007). Se concluye usualmente que los lixiviados contienen toda característica contaminante principal, es decir, alto contenido de materia orgánica, alto contenido de nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógenos e igualmente de sustancias tóxicas como metales pesados y constituyentes orgánicos (Giraldo E., 2001).

Dada la peligrosidad de los lixiviados, a su potencial capacidad de migración y de contaminación hacia el subsuelo y a fuentes de agua de los alrededores, siempre revestirá de gran importancia el manejo que de ellos se haga. Gran parte de la problemática por el manejo de los lixiviados depende en gran medida, de la cantidad de residuos que ingresan al relleno sanitario y de la infiltración del agua (la cual a su vez están en función de al menos tres variables: precipitaciones pluviales, cubierta intermedia y final, evaporación-evapotranspiración y temperatura media del sitio (Nájera H., 2010).

La contaminación en los cuerpos de agua se produce al aumentar el contenido de nutrientes en el agua como nitrógeno y fósforo dando lugar a una eutrofización de la masa acuosa, pudiendo afectar totalmente al ecosistema (Colomer y Gallardo, 2007).

2.6 Sistemas de tratamiento para los BSU

Para realizar el tratamiento y/o aprovechamiento de la fracción de los BSU se cuenta actualmente con diferentes tecnologías, las cuales se pueden clasificar como tratamiento mecánico, térmico, biológico y relleno sanitario.

2.6.1 Tratamiento mecánico

El tratamiento mecánico es frecuentemente utilizado para la recuperación de materiales con valor agregado o asociado con el tratamiento biológico o térmico con el fin de acondicionar u homogenizar los residuos para las etapas posteriores requeridas dentro de la cadena de proceso. Su principal característica consiste en un conjunto de operaciones unitarias en las cuales no se lleva a cabo la conversión o transformación de materiales (Chistensen T, 2011).

Para el diseño de un sistema de tratamiento mecánico se requiere muchas veces conocer diferentes características físicas de la corriente de residuos, tales como: tamaño de partícula, forma, densidad, flexibilidad, compresibilidad, resistencia a la tracción y resistencia a la compresión. Adicionalmente, el contenido de cenizas y humedad puede resultar importante para evaluar la tratabilidad de los mismos (Chistensen T, 2011).

El tratamiento mecánico se puede clasificar como:

- Reducción de tamaño (reducción en el tamaño de partícula).
- Separación (clasificación de acuerdo a características individuales o compartidas).

- Compactación (incrementando la densidad aparente).

2.6.2 Tratamiento térmico

2.6.2.1. Incineración

La incineración de residuos ha sido practicada por más de un siglo en el mundo industrializado. La tecnología de incineración se ha desarrollado desde unidades básicas de disposición para la reducción del volumen de los residuos y como alternativa para la solución de problemas higiénicos hasta plantas modernas de incineración de residuos con recuperación de energía (Waste to Energy Plants) con múltiples etapas de proceso y sistemas avanzados de control de emisiones. En algunos países las plantas de incineración son vistas como unidades seguras para el tratamiento de los residuos contribuyendo a la minimización del uso de combustibles provenientes de fuentes fósiles, mientras en otros países la incineración de residuos es vista como una fuente potencial de contaminación del aire y un riesgo para la salud pública (Chistensen T, 2011).

La incineración es un proceso térmico aplicado a los residuos sólidos urbanos. Este tratamiento es un proceso complejo que requiere controlar la temperatura y la cantidad de aire para asegurar la combustión completa. Desde hace décadas ha sido un tratamiento ampliamente utilizado, estableciendo tecnologías confiables, instalaciones modernas y operando en una base comercial (McDougall *et al*, 2002).

La incineración consiste en la conversión térmica de los residuos mediante la combustión con exceso de aire. El proceso genera como resultado energía con potencial de aprovechamiento, emisiones gaseosas y cenizas (materiales inorgánicos que no sufrieron una conversión química). Las plantas de incineración son diseñadas para tratar residuos con una amplia variación en la composición de los residuos que ingresan a las plantas, lo cual consiste en la primera diferencia entre la incineración y los otros sistemas de combustión de residuos. Dentro de los diferentes tipos de residuos que pueden ingresar a una planta de incineración se encuentran: residuos domiciliarios, residuos voluminosos, comerciales e institucionales. En algunos casos los residuos hospitalarios, así como los lodos de tratamiento de aguas son incinerados. Cada tipo de residuo tiene características diferentes significativas, en particular en término de su poder calorífico, contenido de humedad y cenizas (Chistensen T, 2011).

En el proceso de incineración de residuos, alrededor del 80% de los residuos son convertidos en gas de combustión. Dicho gas de combustión debe ser tratado y/o limpiado antes de ser emitido a la atmosfera. Los componentes que generan mayor complicación en su tratamiento son: partículas de polvo, gases ácidos (HCl, HF, SO₂), NO_x, metales pesados y contaminantes orgánicos (como dioxinas y furanos). Los sistemas de tratamiento del gas de combustión tienen el fin de disminuir la concentración de estos componentes a un nivel en el cual no se afecte la salud pública y atendiendo a las regulaciones aplicables en cada país (Chistensen T, 2011). En países desarrollados tecnológicamente, la incineración de residuos es un método ampliamente utilizado para el tratamiento de los residuos sólidos.

2.6.2.2. Co-combustión

El término de co-combustión o co-incineración designa la utilización de residuos como combustibles en instalaciones industriales que no han sido diseñadas especialmente para el tratamiento de los residuos pero que proveen la energía (energía térmica o electricidad) requerida para los procesos de producción. El principal propósito de la co-combustión en la industria consiste en la recuperación de energía a partir de los residuos, pero no en el tratamiento o disposición de los mismos (Chistensen T, 2011).

En la industria que requiere intensivamente el uso de energía ve de forma atractiva la co-combustión debido a:

- Reducción de costos: Muchas industrias intensivas de energía (cementeras, acereras) consideran la co-combustión con el fin de reducir los costos de producción. En Colombia existen diferentes empresas que ofrecen dichos servicios, como por ejemplo la empresa Eco-Procesamiento filial de Holcim Lafarge Colombia Ltda.
- Reducción de emisiones de CO₂: Las industrias contribuyen a la reducción de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) debido a que algunos residuos son considerados como biogénicos ó renovables.
- Diversidad del mercado de combustibles: La industria ve con muchas ventajas la posibilidad de diversificar la canasta de combustibles y reducir la dependencia de los combustibles fósiles.

2.6.2.3. Pirólisis y gasificación

La pirolisis y gasificación incluye los procesos de conversión térmica de materiales carbonosos en productos tales como gas, carbón, coque, cenizas y alquitrán. En general, los procesos de pirolisis generan productos como gas, alquitrán y carbón, mientras que la gasificación convierte el contenido de carbono de los materiales (los productos finales de la pirolisis) en sustancias gaseosas con valor agregado. La composición específica de los productos obtenidos y el rendimiento general dependen de la configuración general del proceso y de la materia prima utilizada. A pesar de que los procesos de pirolisis en la mayoría de los casos ocurren dentro de la gasificación (previo a los procesos de gasificación), la tecnología comercial frecuentemente es vendida como gasificación únicamente. Los procesos se pueden realizar de forma combinada dependiendo de la necesidad o fines establecidos. La pirolisis, sin embargo, puede ser empleada sin la necesidad de proceder con la gasificación (Chistensen T, 2011).

La pirolisis consiste en la degradación térmica de los materiales orgánicos en ausencia de agentes oxidantes tales como oxígeno, vapor o CO₂. Las temperaturas típicas para este tipo de proceso se encuentran alrededor de los 300 a 800 °C. Consiste en un proceso endotérmico, en el cual se requiere de energía para que las reacciones ocurran. La composición y el contenido de energía de los productos dependen de los residuos alimentados y pueden variar significativamente. Los productos obtenidos en fase gaseosa son principalmente una mezcla entre hidrógeno, metano, CO, CO₂ y otros constituyentes volátiles orgánicos; en la fase líquida se obtiene una mezcla entre alquitranes, aceites combustibles y agua con trazas de hidrocarburos tales como ácidos orgánicos, fenoles, compuestos aromáticos policíclicos y alcoholes; en la fase sólida se obtiene carbón con trazas de metales, vidrio, arenas, etc (Chistensen T, 2011).

La gasificación consiste en la conversión térmica y química de materiales con contenido de carbono principalmente en productos gaseosos mediante la oxidación parcial con un agente de gasificación (típicamente aire, vapor u oxígeno). El rango de temperatura en el cual se lleva a cabo dicho proceso se encuentra alrededor de los 800 a 1100 °C con aire como agente de oxidación y por encima de los 1500 °C con oxígeno. Los procesos de gasificación son exotérmicos, generando calor, pero algunas de las reacciones que se llevan a cabo son endotérmicas y requieren de calor u energía. Los productos de la

gasificación que se obtienen pueden estar en fase gaseosa, líquida o sólida, En la fase gaseosa se obtiene un gas similar al de la pirolisis, pero con un contenido mayor de CO₂; en la fase líquida se obtienen en algunos casos pequeñas cantidades de alquitrán y aceites combustibles; y en la fase sólida se obtiene cenizas con contenido de metales no volátiles y otros componentes inorgánicos (Chistensen T, 2011).

Actualmente la gasificación es utilizada dentro de un amplio rango de aplicaciones, una de las más importantes consiste en la conversión de carbón en gas de síntesis para el uso como materia prima para la obtención de sustancias químicas o la producción de energía; además la gasificación de biomasa y residuos están ganando interés como tecnologías emergentes para la obtención de energía sostenible (Chistensen T, 2011).

Desde una perspectiva para la gestión de residuos, la pirolisis y gasificación son vistas relativamente con menor importancia en comparación a otras tecnologías de tratamiento o gestión. Hoy en día, la gasificación es principalmente utilizada para el tratamiento de fracciones específicas de los residuos y no para la mezcla de residuos sólidos municipales. Sin embargo, la pirolisis y gasificación se espera que sean utilizadas gradualmente en el futuro. Una razón principal para ello consiste en la percepción pública sobre la incineración de residuos en algunos países en los cuales se dificulta la instalación de nuevas plantas y la necesidad de aumentar la capacidad instalada, y adicionalmente, la posibilidad que tiene la gasificación de preservar la energía química de los residuos (Chistensen T, 2011).

2.6.3 Tratamiento biológico

2.6.3.1. Compostaje

El compostaje consiste en la degradación aeróbica de la materia orgánica. En la naturaleza se evidencian dichos procesos tales como la descomposición de las plantas y la transformación de los residuos animales en estiércol o abonos. Técnicamente, el compostaje es la transformación y estabilización de la materia orgánica heterogénea bajo condiciones aeróbicas y en estado sólido. El proceso genera energía como resultado de la actividad microbiana. Parte de esta energía (alrededor del 50 al 60%) es utilizada por los microorganismos para la síntesis de ATP (Adenosín Trifosfato), y el resto se pierde como calor. El calor liberado puede generar un incremento en la temperatura dentro de la masa de residuos (Chistensen T, 2011).

La primera fase del compostaje es la etapa mesofílica la cual comienza con la descomposición aeróbica de la materia orgánica con mayor potencial de degradación; generando una gran cantidad de energía en forma de calor, lo cual mejora la tasa de degradación de los residuos orgánicos. Los microorganismos encargados de la degradación de las fracciones orgánicas son bacterias, actinomicetos y hongos. Dentro de unos pocos días se llega a la siguiente fase, la etapa termofílica. Si no se tiene un control adecuado de la temperatura, esta puede llegar y exceder los 70°C. Manejar temperaturas altas dentro del proceso de compostaje genera un aspecto positivo, la reducción de agentes patógenos presentes en el compost compostado (Chistensen T, 2011).

Los procesos de compostaje controlados se ven limitados en términos de la temperatura y el tiempo de exposición para obtener un balance adecuado para el producto final con altas tasas de estabilización y buenas características sanitarias (de acuerdo a la legislación aplicable vigente). Las principales variables que son controladas en los procesos de compostaje son la temperatura, contenido de humedad, suministro de oxígeno y pH. La tercera fase, consiste en la maduración que incluye no solamente la mineralización de las moléculas degradables, sino también la humidificación de los compuestos con contenidos de lignocelulosa. Esta última fase puede tomar varias semanas y varía de acuerdo a la composición del material a ser compostado (Chistensen T, 2011).

Desde un punto de vista microbiológico, el compostaje es un proceso discontinuo (batch) resultando del desarrollo de una secuencia de las actividades microbiológicas por parte de diferentes comunidades. Los microorganismos que intervienen en el proceso de compostaje están normalmente presentes en el material que va a ser compostado. Algunos materiales no poseen una actividad microbiana alta, motivo por el cual se debe realizar una inoculación de microorganismos para mejorar el rendimiento (Chistensen T, 2011).

El compost es el resultado final del proceso de compostaje y una definición muy utilizada dentro de la literatura es la siguiente: "El compost es un producto estabilizado y sanitizado el cual resulta ser benéfico para el crecimiento de las plantas". El proceso de elaboración del compost comprende una etapa inicial rápida de descomposición y posteriormente la humidificación. Para que sea denominado compost, la materia orgánica debe estar biológicamente estabilizada o curada. El cual puede ser almacenado sin requerir de un tratamiento adicional y dispuesto para ser aplicado al suelo sin generar algún tipo de daño (Chistensen T, 2011).

2.6.3.2. Digestión anaerobia

Los residuos orgánicos pueden ser degradados anaeróbiamente en la naturaleza, así como también en instalaciones industriales. Los sistemas diseñados para realizar este proceso de forma adecuada reciben el nombre de digestores anaeróbicos o biogasificadores. La digestión anaerobia genera dos productos principales: biogás con un alto potencial para la generación de energía y un efluente sólido o líquido con contenido de materia seca, denominado digestado (Chistensen T, 2011).

En la actualidad la digestión anaerobia se utiliza para muchos procesos, entre los que se encuentran el tratamiento de aguas residuales, el tratamiento de residuos industriales (industria cervecera, vinícola, lechera, alimentaria, química, farmacéutica), residuos agrícolas (ganadería porcina, avícola, vacuna, residuos de granjas, subproductos de cosechas) y residuos de tipo urbano, agua residual y la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (Castillo E et al, 2003). La materia prima preferiblemente utilizada para ser sometida a este tratamiento es cualquier biomasa residual que posea un alto contenido de humedad, como residuos de comida, resto de hojas y hierbas al limpiar un jardín o un huerto, residuos ganaderos y lodos de plantas depuradoras de aguas residuales (Acosta Y. y Obaya M., 2005).

La digestión anaerobia puede ser definida como un proceso de conversión biológica. Además de aplicarse a los residuos sólidos, también se usa con otros sustratos tales como estiércol, residuos de mataderos y fangos procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Los microorganismos actúan como en condiciones anaerobias, es decir, sin presencia de oxígeno. Durante el proceso se produce biogás, compuesto principalmente por metano y dióxido de carbono (McDougal et al, 2002). Los procesos de digestión se pueden dividir en procesos húmedos o secos, termofílicos o mesofílicos y de una o dos fases. La tecnología principalmente aplicada consiste en un proceso termofílico en condiciones anaerobias con control de emisiones (Gómez M, 2009).

El producto principal de la digestión anaerobia es el biogás, mezcla gaseosa de metano (50 al 70%) y dióxido de carbono (30 a 50%), con pequeñas proporciones de otros componentes (nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno), cuya composición depende tanto de la materia prima como del proceso en si mismo. La cantidad de gas producida es variable, generalmente se generan entre los 350 l/kg de sólidos degradables, con un contenido en metano del 70%. Por otro lado, la masa restante biodegradada por

las bacterias puede utilizarse como abono para la fertilización de suelos, así como alimento de animales, aspecto que se encuentra en investigación (Acosta Y. y Obaya M., 2005).

El proceso de degradación anaerobia se lleva a cabo en ausencia de oxígeno. Un gran número de microorganismos que trabajan en serie o en serie-paralelo, degradan la materia orgánica en sucesivas etapas. En la práctica ingenieril se acostumbra a considerar tres etapas para residuos sólidos o lodos (hidrólisis, acidogénesis, metanogénesis) y dos para residuos líquidos (acidogénesis y metanogénesis) (Acosta Y. y Obaya M., 2005).

2.7 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

2.7.1 Generalidades sobre el ACV

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) o Life Cycle Assessment (LCA), es una técnica para determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados a un producto, proceso o actividad, donde se tiene en cuenta toda la cadena de transformación o etapas requeridas, teniendo en cuenta un inventario de entradas y salidas (ISO, 2006). El ACV es utilizado para determinar el impacto ambiental asociado a un solo producto o servicio y en algunos casos particulares se usa para comparar dos productos o servicios de características semejantes. Una vez identificados los flujos de materia-energía de entrada y salida se puede realizar un análisis de aspectos ambientales donde se puedan identificar y posteriormente evaluar los impactos ambientales potenciales asociados e interpretar los resultados teniendo en cuenta los objetivos de estudio. El ACV se considera una herramienta versátil para evaluar todo el proceso de manera global; de esta manera se puede llegar al ahorro en términos económicos y ambientales. La técnica del ACV incluye por definición un análisis de sensibilidad, entre otros análisis que son necesarios para garantizar la calidad de los resultados (ISO 14044).

Según la norma ISO 14044 del año 2006, el ACV es una metodología que compila y evalúa las entradas, salidas y el impacto ambiental potencial generado por un producto o servicio. El análisis de ciclo de vida es una metodología que consta de cuatro fases las cuales son: definición de objetivos y alcance, análisis de inventario, evaluación de impactos e interpretación de los datos obtenidos atendiendo a la norma ISO 14040 (ISO, 2006). En la Figura 2-5 se presentan las fases anteriormente mencionadas.

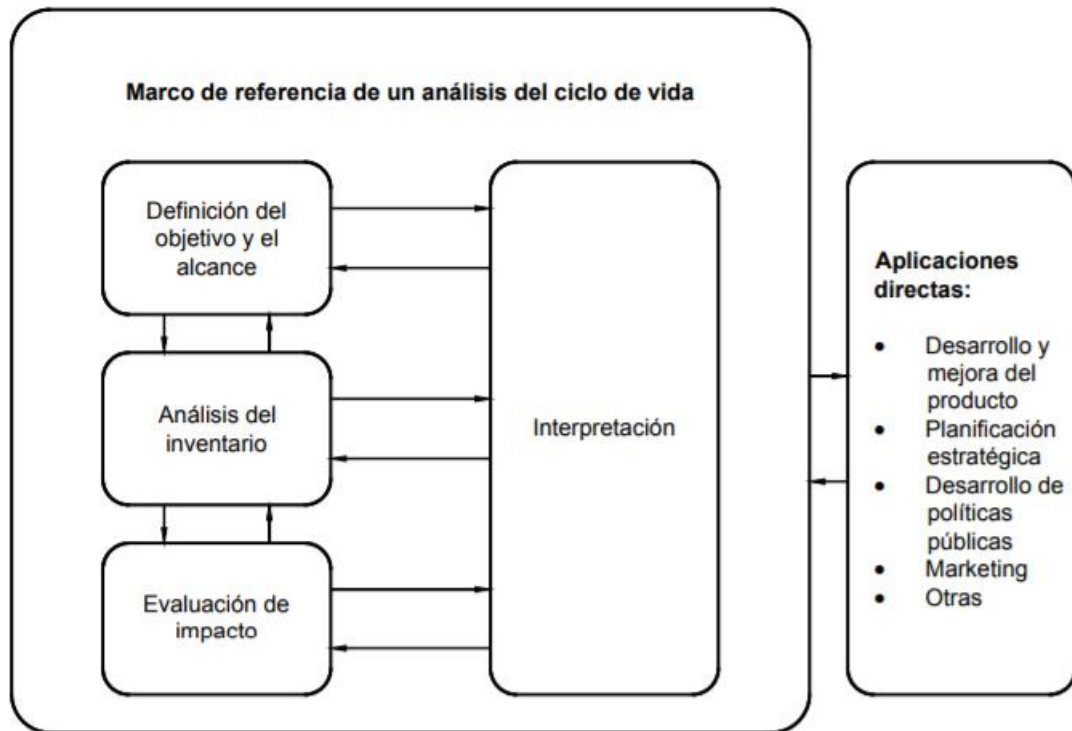


Figura 2-5: Fases principales de un ACV según la norma ISO 14040 (Fuente: ICONTEC, 2007).

La etapa de definición de objetivos y alcance es la primera fase para la realización de un ACV en donde se especifica la extensión y la profundidad del estudio, indicando las razones de su realización y el límite del estudio. La segunda parte está relacionada con el análisis de inventario del ciclo de vida, se involucra la recolección de datos y cálculos para cuantificar las entradas y salidas de un producto o servicio (Gómez, 2009).

2.7.2 ACV en la gestión de residuos

La gestión de residuos ha sido durante las últimas décadas sujeta a la realización de múltiples estudios de Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Los propósitos de dichos estudios han sido para ayudar a cuantificar, por ejemplo, donde se están generando impactos o beneficios ambientales dentro del sistema de gestión de residuos, cual tecnología es preferible de aplicar bajo unas condiciones específicas, o el balance entre la recuperación de materia y energía (Clavreul *et al.*, 2012).

El ACV es una herramienta de apoyo para la toma de decisiones, que, a través de su perspectiva holística en la cuantificación de los impactos ambientales, ha sido demostrado

que proporciona información valiosa para identificar soluciones apropiadas para la gestión de residuos sólidos (Laurent *et al*, 2014). Un ejemplo de áreas especializadas para la aplicación del ACV es la evaluación de los sistemas de gestión de residuos sólidos (Clavreul *et al.*, 2014). Su enfoque se ha limitado a aspectos metodológicos específicos o sistemas específicos de residuos o de gestión de residuos (Laurent *et al*, 2014). Usualmente el ciclo de vida para los residuos sólidos incluye las etapas de recolección, transferencia, tratamiento intermedio y disposición final (Mendes *et al* 2004). Como entradas se definen los BSU, materia prima y fuentes de energía y las salidas serían emisiones al aire y vertidos al agua y suelo, materiales secundarios, como artículos reciclados o la energía recuperada (Sojo, *ca* 2001). La consideración de todas las etapas enunciadas varía de acuerdo al estudio realizado y a las aproximaciones consideradas por los investigadores. Se han realizado investigaciones con el fin de evaluar diferentes alternativas para llegar a sistemas de gestión integral que generan menor cantidad de impactos ambientales y es en este punto donde entra a jugar un papel fundamental el Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Muchas aplicaciones se han enfocado en el uso del ACV como metodología y una herramienta de soporte para la selección de la mejor estrategia para el manejo de los Residuos Sólidos Municipales (RSM), pensando como estrategia para la definición y evaluación de estrategias más sostenibles desde un punto de vista ambiental, destacando a algunos países como Italia, España, Suecia, Alemania, China, Bélgica y Estados Unidos, por mencionar algunos (Buratti *et al.*, 2015).

Cabe destacar la realización de este tipo de estudios por ejemplo para el caso de Roma (Cherubini *et al*, 2008) (Cherubini *et al*, 2009), Barcelona (Sojo, *ca* 2001), para algunas ciudades de la región del Norte de Alemania (Wittmaier *et al*, 2009), para algunas ciudades de Latinoamérica destacando Sao Paulo (Mendes *et al*, 2004), Ciudad de México (Juárez *et al*, 2008), San Luis de Potosí (Ramirez, 2010), Puebla (Sojo, *ca* 2001) y Chihuahua (Gómez, 2009). Existe una publicación titulada *Review of LCA applications to solid waste management systems* en la cual se realizó una revisión crítica de 222 estudios de ACV publicados en todo el mundo, el cual sirve como referencia para identificar la importancia, los resultados obtenidos y las lecciones aprendidas aplicadas a la gestión de residuos sólidos (Laurent *et al*, 2014). Para el caso de la ciudad de Bogotá D.C atendiendo a la revisión bibliográfica realizada, no se han realizado estudios que involucren el Análisis de

Ciclo de Vida (ACV) para los Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU) con el fin de identificar alternativas para mejorar la gestión.

2.7.3 Software para ACV en la gestión de residuos

Existen varias herramientas o software creados para llevar a cabo el Análisis de Ciclo de Vida de cualquier producto o servicio. Para el análisis de los BSU se puede dar uso de herramientas como Sima Pro, Open LCA, LAC-IWM e EASETECH.

2.7.3.1. SIMAPRO

Sima Pro es un software que fue desarrollado por la empresa holandesa PRé Consultants, permite realizar ACV mediante el uso de bases de datos de inventario propias creadas por el usuario y bibliográficas (librerías de datos basadas en fuentes de primera mano), evaluación de la sostenibilidad de un proceso e identificar las huellas de carbono. Permite realizar el análisis de los resultados de una forma rápida y cuenta con un entorno para la representación gráfica de ciclos complejos. El uso de este programa se ha utilizado mayoritariamente en la evaluación ambiental para la cadena de producción de biocombustibles (bioetanol y biodiesel) (Sojo, ca 2001; Cuellar *et al*, 2016).

Cólon *et al.* (2015) propuso y evaluó diferentes escenarios para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales para región de Cataluña, España. Realizó la comparación de diferentes tecnologías entre ellas la digestión anaerobia, incineración y compostaje atendiendo a las categorías de impacto ambiental: agotamiento abiótico, acidificación, eutrofización, calentamiento global, agotamiento de ozono y oxidación fotoquímica.

2.7.3.2. OPEN LCA

OpenLCA es un software libre que permite realizar ACV, fue creado por la empresa GreenDelta desde el año 2006. Es un software de código abierto, amigable, moderno y flexible al usuario para análisis de ciclo de vida, huellas, y evaluaciones de sostenibilidad. Ofrece diversas características de modelado y análisis, como por ejemplo parámetros de procesos de diferentes niveles, modelado gráfico, presentación de diagramas de Sankey para el análisis visual del ciclo de vida, o el análisis de la contribución de los procesos,

flujos y la capacidad de calcular bucles. Además, se puede importar y exportar datos en dos formatos comunes a bases de datos de ACV (EcoSpold01 e ILCD). Fue creado con la finalidad de diseñar y construir una red rápida, confiable y de alto desempeño para el análisis de sostenibilidad y el modelado de ciclos de vida. Permite crear un nuevo análisis de ciclo de vida o la modificación de los ya existentes, añadiendo nuevas categorías o flujos, o nuevos factores de caracterización, normalización o ponderación. Cuenta con diversas bases de datos para la cuantificación de los impactos generados al aire, suelo, agua y consumo de energía. Viene con una base de datos vacía, pero se puede importar todos los datos en formato EcoSpold01 o ILCD como por ejemplo la base de datos EcoInvent o la European reference Life-Cycle Database (ELCD) (Buitrago R., 2014).

No se encontraron trabajos realizados con la implementación de este software para la gestión de RSU y BSU. Sin embargo, se podría utilizar para realizar la construcción de un ciclo de vida para la gestión de residuos, utilizando información por defecto del software y de la base de datos Ecoinvent.

2.7.3.3. EASETECH

EASETECH (Environmental Assessment System for Environmental Technologies) es un software libre distribuido bajo requerimientos específicos establecidos por sus desarrolladores, que cuenta con un modelo para el análisis de ciclo de vida del manejo de residuos sólidos. Fue desarrollado en la Universidad Técnica de Dinamarca (DTU, Danmarks Tekniske Universitet, por sus siglas en danés) en colaboración con el grupo de investigación de residuos sólidos y el grupo de investigación en análisis de ciclo de vida de la misma Universidad, inicialmente recibió el nombre de EASEWASTE. El software cuenta con una plataforma que permite realizar la evaluación de diferentes opciones para la gestión de residuos, implementar mejoras en el sistema e identificar el desarrollo de nuevas tecnologías.

EASETECH contiene datos por defecto para la composición de los residuos y para diferentes procesos desde la recolección, transporte, tratamiento térmico, compostaje, digestión anaerobia, procesos de reciclaje, rellenos sanitarios o vertederos y uso energético. A través de cada escenario se pueden estimar los flujos de masa, recursos y la huella ambiental. Contiene una base de datos soportadas en publicaciones científicas

para estimar los inventarios de emisiones al aire, al suelo, aguas superficiales y subterráneas dependiendo del tipo de tratamiento/disposición final utilizado para los residuos. Los inventarios pueden ser agregados en diferentes categorías de impacto y contiene diferentes metodologías para la evaluación de impactos ambientales (EASETECH, 2015). Un mayor detalle de este modelo se presenta en el artículo titulado *An environmental assessment system for environmental technologies* (Clavreul *et al.*, 2014) en el cual se muestra el marco del desarrollo de la herramienta, el método o estructura de cálculo implementado y una comparación con otros softwares para realizar ACV.

2.7.4 ACV con EASETECH

El software EASETECH ha sido implementado para la realización de diferentes trabajos, entre ellos se destacan varios artículos publicados. Como por ejemplo Andersen *et al.* (2012) realizó la evaluación de la gestión de los residuos orgánicos domésticos desde una perspectiva de ciclo de vida con el modelo EASEWASTE, centrandó su atención en el compostaje doméstico en Dinamarca, las categorías de impacto evaluadas fueron el potencial de calentamiento global (debido a la emisión de gases de efecto invernadero), efectos sobre la toxicidad humana a través de agua y suelo, dichos estos aspectos fueron tenidos en cuenta con el fin de comparar con otros escenarios como la incineración y vertedero. Manfredi *et al.* (2009) evaluó la contribución relativa de las fracciones de residuos individuales para la generación impactos potenciales, se utilizaron modelos empíricos para estimar los niveles de emisión al medio ambiente de los vertederos individualmente por fracción y a través de la implementación del software EASEWASTE se cuantificaron la cantidad general de impactos para cada categoría de impacto ambiental. Yang *et al.* (2014) estimó los impactos ambientales asociados a la construcción y operación de un vertedero o relleno sanitario localizado en China a través de la implementación del ACV-EASEWASTE y la evaluación de diferentes categorías de impacto. Yoshida *et al.* (2012) estimó los niveles de reducción en la emisión de GEI para la gestión de los residuos orgánicos en la ciudad de Madison, Estados Unidos contemplando diferentes alternativas tales como reducción de la disposición final de este tipo de residuos, digestión anaerobia y recuperación de energía implementando el software EASEWASTE. Durante los últimos 4 años se han publicado alrededor de 20 artículos relacionados con la aplicación del ACV

para la evaluación ambiental y gestión de RSU para diferentes ciudades del mundo (EASETECH, 2015).

El software EASETECH ha sido implementado para realizar trabajos de investigación en las ciudades de Cali y Bogotá D.C. Ayala (2015) determinó los parámetros claves para la aplicación del modelo de ACV EASETECH en la evaluación ambiental de la gestión de los biorresiduos sólidos municipales de la ciudad de Cali; evaluó las categorías de impacto: cambio climático, formación de oxidantes fotoquímicos, acidificación y eutrofización. Para el caso de la ciudad de Bogotá D.C se encuentran publicados dos artículos en los cuales se implementó el modelo ACV con el software EASETECH para la evaluación del manejo sostenible de los RSU. Gómez (2013) evaluó el manejo de los RSU mediante la comparación de dos escenarios, la destrucción térmica del biogás generado en el RSDJ y la introducción de un nuevo esquema de reciclaje basado en la separación desde la fuente; estimó los impactos ambientales atendiendo a las categorías de cambio climático, acidificación, formación de ozono fotoquímico, toxicidad humana y toxicidad persistente. Vergara *et al* (2015) cuantificó los niveles de reducción de gases de efecto invernadero generados por el reciclaje informal en Bogotá D.C, realizando la comparación de la línea base (reciclaje informal), con tres escenarios alternativos que considerara los procesos de formalización del sector: prohibición del reciclaje informal, reducción en el reciclaje informal con un aumento en el reciclaje formal y formalización del reciclaje.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

Bogotá D.C la capital de Colombia cuenta con una población alrededor de 7,5 millones de habitantes y un área de 1.775 km². La mayor parte de los RSU son dispuestos en el Relleno Sanitario Doña Juana (RSDJ), aproximadamente 2.400.000 t/año. La ciudad cuenta actualmente con un sistema de recolección selectiva informal para los residuos secos de características reciclables, tales como vidrio, papel, cartón, metálicos, plásticos y residuos de embalajes, recuperando alrededor de 594.000 t/año. Todos los residuos generados son recolectados, transportados y dispuestos en el RSDJ, el cual es considerado como uno de los más grandes a nivel de Colombia y América Latina. El RSDJ ha estado operando desde noviembre de 1988 y posee un área de disposición de 456 hectáreas, de las cuales el 54% es usado para la disposición final de los RSU. La Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos es la entidad a cargo de garantizar el préstamo de los servicios públicos, entre ellos la limpieza y la administración del RSDJ. Las cuotas licenciadas al ritmo de disposición actual permiten estimar que la capacidad del relleno sanitario se agotará previsiblemente para el año 2022 (UAESP, 2016).

3.2 Selección del Software

Existen diferentes softwares para realizar el ACV para la gestión de residuos como se mencionó en la sección 2.7.3. El software empleado para la realización del presente trabajo final de maestría fue el EASETECH. El modelo EASETECH fue desarrollado para la estimación de flujos, emisiones y consumo de recursos o materias primas para los sistemas de gestión de residuos sólidos. Adicionalmente, puede ser utilizado para la evaluación de la gestión de una sola fracción de residuos o para comparar diferentes tecnologías (Boldrin *et al.*, 2011). Su selección fue debida a que es un software que comparado con los otros softwares de ACV genéricos tales como Simapro o Gabi, su

principal ventaja consiste en el modelamiento a través de flujos de materiales para las diferentes fracciones que componen los RSU y debido a esto se ha evidenciado durante los últimos años un incremento en su uso para la realización de diferentes estudios para la gestión de residuos a nivel mundial (Liu *et al.*, 2017). Su uso fue autorizado por la DTU bajo la capacitación y dirección de la profesora Verónica Manzi Tarapués de la Universidad Autónoma de Occidente.

3.3 Etapas para el Análisis de Ciclo de Vida

Basados en la norma ISO 14040, el ACV se considera como “la compilación y evaluación de los insumos, productos y posibles impactos ambientales de un sistema o producto a lo largo de su ciclo de vida” (Guineé, 2001). El ACV es una herramienta de gestión ambiental para evaluar productos, actividades o servicios en todas sus etapas en su ciclo de vida desde la adquisición de las materias primas, su procesamiento, manufactura, distribución, uso, posible reutilización o reciclaje y la gestión del residuo final (Sonesson *et al.*, 2010). Las etapas comprendidas para la realización del ACV fueron:

1. Objetivo y definición del alcance.
2. Análisis de Inventario del Ciclo de Vida (AICV)
3. Evaluación del Inventario del Ciclo de Vida (EICV).
4. Interpretación.

3.3.1 Objetivo y definición del alcance

Evaluar los impactos ambientales potenciales relacionados al escenario actual y a diferentes alternativas propuestas para la gestión de los Biorresiduos Sólidos Urbanos (BSU) generados en Bogotá D.C, Colombia identificando los parámetros claves para la implementación de la metodología del ACV. Con el fin de proponer a las autoridades locales y entes gubernamentales el mejor escenario y posiblemente generalizar los resultados o hallazgos de la presente investigación a otras regiones del país. Las etapas de recolección, transporte, disposición en relleno sanitario, compostaje, digestión anaerobia, incineración, aplicación en el suelo del compost y el digestado y la sustitución del fertilizante fueron considerados dentro del alcance del presente estudio.

3.3.2 Escenarios evaluados

Cuatro escenarios diferentes fueron planteados y evaluados para la realización de este estudio de caso, los cuales se explican brevemente a continuación.

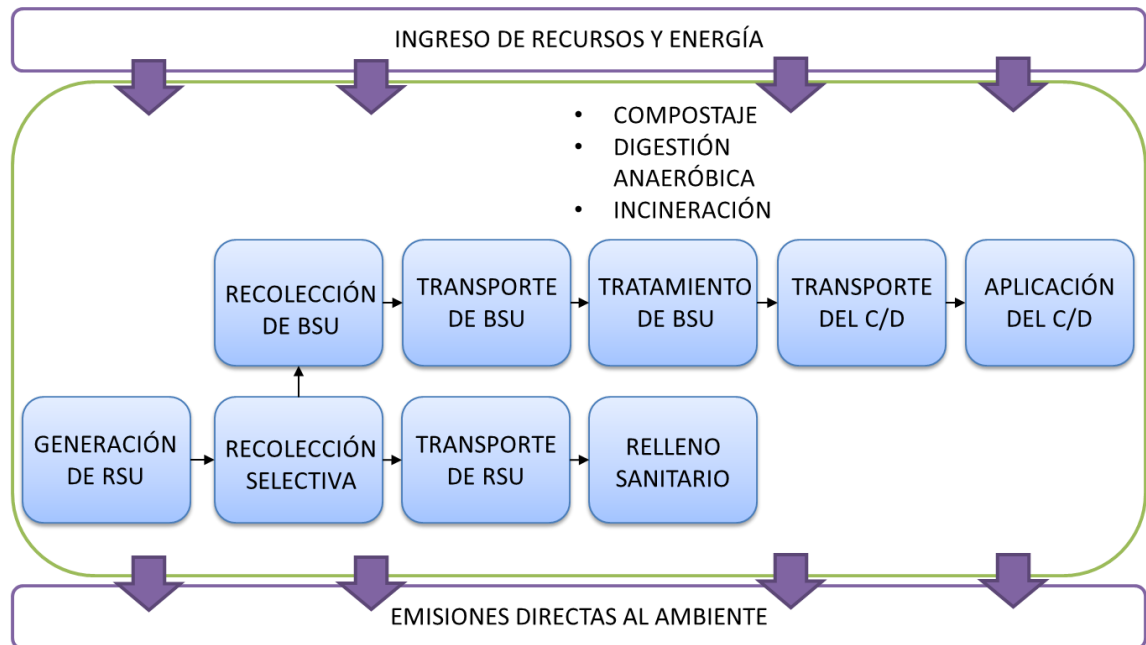
Escenario 1 (E1) (actual). Todos los RSU generados en la ciudad de Bgootá D.C son dispuestos en el RSDJ. Este escenario consideró diferentes etapas dentro de la gestión de los residuos sólidos, tales como: la generación, recolección, transporte y disposición final en el relleno sanitario (esta última etapa consideró: la construcción del relleno, mantenimiento, generación y tratamiento del biogás y del lixiviado). Dentro del RSDJ se tienen dos etapas para el tratamiento del biogás, la combustión en tea y dentro de motores de combustión interna con recuperación de energía, estos procesos fueron modelados teniendo en cuenta una eficiencia de captura y combustión del biogás comprendida entre el 50% hasta el 80%.

Escenario 2 (E2). Este escenario describe un modelo de gestión basado en la recolección selectiva o clasificación desde la fuente de la fracción de los BSU, con una eficiencia comprendida entre el 25% hasta el 100%. El primer valor fue calculado de acuerdo a la meta inicial propuesta por la UAESP para el período de 2012 a 2016. La fracción orgánica clasificada es gestionada a través de instalaciones de compostaje en hileras mientras que las demás fracciones de los RSU son enviados al RSDJ. Este escenario consideró las mismas etapas que el escenario E1 para modelar la disposición final en el RSDJ y adicionalmente para el tratamiento biológico consideró las etapas de: recolección de los BSU, transporte de los BSU, tratamiento a través de compostaje en hileras, transporte y aplicación en el suelo del compost considerando la substitución del fertilizante.

Escenario 3 (E3). Este escenario propone el tratamiento y aprovechamiento de la fracción de los BSU a través de tecnologías de digestión anaerobia. Considerando los mismos aspectos mencionados para el escenario E2, donde la fracción de los BSU clasificada es enviada a las instalaciones de digestión anaerobia y las demás fracciones de los RSU son enviadas al RSDJ. Este escenario consideró las mismas etapas que el escenario E1 para modelar la disposición final en el RSDJ y adicionalmente para el tratamiento biológico consideró las etapas de: recolección de los BSU, transporte de los BSU, tratamiento a través de digestión anaerobia, transporte y aplicación en el suelo del digestato considerando la substitución del fertilizante.

Escenario 4 (E4). El sistema de gestión que se representa en este escenario es similar a los escenarios E2 y E3, la diferencia consiste en que la fracción clasificada de los BSU es enviada a instalaciones de incineración, mientras que las demás fracciones de los RSU son dispuestas en el RSDJ. Este escenario consideró las mismas etapas que el escenario E1 para modelar la disposición final en el RSDJ y adicionalmente para el tratamiento térmico de los BSU consideró las etapas de: recolección de los BSU, transporte de los BSU y tratamiento a través de incineración. En la gestión de residuos sólidos, el tratamiento de las cenizas generadas en las plantas de incineración frecuentemente no es tenido en cuenta, debido a que la fracción de BSU no tiene concentraciones altas de metales pesados (Clavreul et al., 2012). Motivo por el cual no fue considerado el tratamiento de las cenizas.

En la Figura 3-1 se presenta un esquema general de los escenarios evaluados comprendiendo los límites del sistema, considerando el suministro y consumo de materias primas requeridos para cada una de las etapas del ciclo de vida y la generación de emisiones al ambiente (aire, cuerpos de agua y al suelo).



C: Compost; D: Digestato; RSU: Residuos Sólidos Urbanos; BSU: Biorresiduos Sólidos Urbanos.

Figura 3-1: Límites del sistema y etapas del ciclo de vida para los diferentes escenarios evaluados. (Fuente: autor).

3.3.3 Unidad Funcional (UF)

La unidad funcional en el ACV proporciona una referencia a la cual las variables de entrada y salida del inventario están relacionadas y adicionalmente permite realizar la comparación entre diferentes sistemas o alternativas (ISO, 2006). Para el presente estudio, **la unidad funcional seleccionada fue la gestión de 1 tonelada (t) (1000 kg) de RSU generado en Bogotá D.C.** Se definió un periodo de 100 años como horizonte de tiempo para realizar la caracterización de los impactos.

3.3.4 Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (AICV)

Para la construcción de cada uno de los escenarios fue necesario realizar el levantamiento de inventario específico mediante la recopilación de información para cada una de las etapas contempladas dentro del ciclo de vida. Se realizó la revisión de artículos científicos a nivel nacional e internacional relacionados con la gestión de RSU y BSU, búsqueda de información para el contexto local y el uso de bases de datos tales como Ecoinvent y la librería de procesos del software EASETECH.

En Colombia actualmente no existen instalaciones para realizar la digestión anaerobia e incineración de los BSU. Mientras que para el proceso de compostaje se realiza de forma informal en la mayoría de los casos, en instalaciones con bajas consideraciones técnicas y hasta el momento no se ha realizado la cuantificación de algunas variables requeridas por el EASETECH. Tendiendo en cuenta las dos premisas anteriores para la construcción de los escenarios de tratamiento biológico y térmico fue necesario el uso de información a nivel internacional. Las disponibilidades de información para diferentes tecnologías generalmente se encuentran de manera muy específica, lo cual puede limitar el valor de los datos con respecto a su representatividad geográfica y temporal (Clavreul et al., 2012).

3.3.5 Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV)

Basados en las instrucciones de la norma ISO 14042, la etapa de EICV puede ser realizada siguiendo los siguientes pasos:

1. Selección de las categorías de impacto y clasificación.
2. Caracterización de los impactos.
3. Normalización de los impactos.
4. Ponderación de los impactos.

Dado que los dos primeros pasos son obligatorios y los otros dos son opcionales, para este estudio solamente se realizaron los tres primeros pasos dejando de un lado el paso de ponderación de los impactos.

Todos los resultados prestados tanto para la caracterización de los impactos como para la normalización de los mismos se presentan por unidad funcional, es decir, por t de RSU o por cada 1000 kg de RSU.

3.4 Categorías de impacto evaluadas

Las categorías de impacto representan los asuntos ambientales de interés, la Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida (EICV) asigna los resultados del Inventario del Ciclo de Vida (ICV) (LCI, por sus siglas en inglés Life Cycle Inventory) a las categorías de impacto; En un ACV, las emisiones y recursos utilizados asociados a un producto específico son compilados y documentados en un ICV. El análisis del impacto es realizado

posteriormente, generalmente considerando tres áreas: salud humana, entorno natural y aspectos relacionados con el uso de los recursos naturales (EC-JRC, 2012).

Las categorías de impacto e indicadores de categoría permiten representar los asuntos ambientales que son de interés para el ACV que se realiza. La Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC por sus siglas en inglés) define tres conjuntos de categorías de impacto, las cuales son: categorías de impacto de línea base, categorías de impacto de estudio específico y otras categorías de impacto (Guinée J., 2002).

- A. Categorías de impacto línea base
 - Agotamiento de recursos abióticos
 - Impactos del uso de la tierra
 - Competencia por la tierra
 - Cambio climático
 - Agotamiento de ozono estratosférico
 - Toxicidad humana
 - Ecotoxicidad
 - Ecotoxicidad acuática de agua dulce
 - Ecotoxicidad acuática marina
 - Ecotoxicidad terrestre
 - Formación de foto-oxidantes
 - Acidificación
 - Eutrofización
- B. Categorías de impacto de estudio específico
 - Impactos del uso de la tierra
 - Pérdida de la función de soporte de vida
 - Pérdida de la biodiversidad
 - Ecotoxicidad
 - Ecotoxicidad en sedimentos de agua dulce
 - Ecotoxicidad en sedimentos marinos
 - Olor
 - Malos olores en el aire
 - Ruido
 - Calor residual
 - Víctimas (accidentes)
- C. Otras categorías de impacto
 - Agotamiento de recursos bióticos
 - Desecación
 - Olor

Den Boer *et al* (2005) selecciono las categorías de impacto ambiental para la realización de un ACV en base a que los impactos fueran significativos para realizar la comparación entre escenarios, considerando un modelo completo, las categorías evaluadas fueron: calentamiento global, formación de oxidantes fotoquímicos, acidificación y eutrofización. Estas mismas categorías han sido evaluadas por Banar *et al* (2009) en su estudio para realizar la evaluación de la gestión de residuos en la ciudad de Eskisehir, Turquía. De acuerdo a la información reportada por Rajaeifar *et al.* 2015, alrededor de 32 estudios de ACV se han realizado en diferentes países para la evaluación de la gestión de los RSU, los cuales han abordado de forma completa, parcial o no contemplaron la evaluación de los impactos ambientales para las categorías no tóxicas (calentamiento global/cambio climático, agotamiento de ozono estratosférico, acidificación, formación de ozono troposférico y eutrofización) y tóxicas (ecotoxicidad, toxicidad humana y material particulado). La mayoría de estos estudios se han enfocado en la estimación de los impactos para las categorías no tóxicas, encontrándose una evaluación completa en 12 de los 32 estudios, parcial en 17 de los 32 estudios y 3 que únicamente contemplaron el calentamiento global o cambio climático. Mientras que para las categorías tóxicas no han sido evaluadas en 11 de los 32 estudios.

Las categorías de impacto consideradas dentro del Análisis del Impacto del Ciclo de Vida (AICV) (LCIA, Life Cycle Impact Assessment) comúnmente evaluadas son: cambio climático, agotamiento de ozono, eutrofización, acidificación, toxicidad humana (cancerígeno y no cancerígeno), inorgánicos respirables, radiación ionizante, ecotoxicidad, formación de oxidantes fotoquímicos, uso del suelo y agotamiento de recursos (EC-JRC, 2012).

Para la cuantificación de los impactos ambientales se seleccionaron cuatro categorías de impacto ambiental, las cuales fueron: **cambio climático, formación de oxidantes fotoquímicos, eutrofización y acidificación terrestre**. A continuación, se presenta una breve descripción de cada una de ellas.

3.4.1 Cambio climático

Dentro del cambio climático se encuentra una de las principales consecuencias que es el calentamiento global. El calentamiento global se define como el impacto de las emisiones

humanas sobre la fuerza de radiación, es decir el calentamiento de la superficie de la tierra. También conocido como efecto invernadero. Las emisiones procedentes de los procesos de gestión de residuos que se suelen contribuir al potencial de calentamiento global incluyen dióxido de carbono, óxido nitroso y metano. Los procesos de tratamiento biológico y térmico de los residuos contribuyen con la generación de emisiones (Den boer et al, 2005).

3.4.2 Formación de oxidantes fotoquímicos

Este indicador cuantifica la formación de compuestos químicos reactivos por la acción de la luz solar sobre determinados contaminantes del aire, que son perjudiciales para la salud humana y los ecosistemas. Los oxidantes fotoquímicos se pueden formar en la troposfera bajo la influencia de la luz ultravioleta, a través de la foto-oxidación química de los Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) y el monóxido de carbono en presencia de óxidos de nitrógeno. El ozono se considera el más importante de estos agentes oxidantes junto con el peroxiacetilnitrato (PAN).

En la gestión de residuos, las emisiones de esta categoría de impacto que se consideran relevantes son las de los compuestos orgánicos volátiles diferentes a metano (COVDM) (NMVOC, por sus siglas en inglés), el metano procedente de los rellenos y las emisiones de NO_x y CO de los procesos térmicos (Den boer et al, 2005).

3.4.3 Acidificación

La acidificación es principalmente causada por las emisiones al aire de amoníaco, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno (EC-JRC, 2012). Existen distintos contaminantes primarios como por ejemplo el dióxido de azufre o el óxido de nitrógeno que combinados con el agua existente en la atmosfera dan lugar a la formación de compuestos ácidos que provocan una disminución del pH al entrar en contacto con el suelo, agua subterránea, agua superficial, organismos vivos y el entorno en general. En la gestión de residuos, los principales impactos de esta categoría se derivan de las emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes de los procesos biológicos y la emisión de óxido de azufre procedente de la combustión de combustibles fósiles (Den boer et al, 2005).

3.4.4 Eutrofización

Este indicador cuantifica el impacto potencial del nivel de nutrientes excesivamente altos que pueden provocar el aumento en la producción de biomasa en los ecosistemas acuáticos y terrestres. El potencial de eutrofización se atribuye a las emisiones atmosféricas de óxidos de nitrógeno y amoníaco, y a las emisiones al agua de fósforo y nitrógeno procedentes de los procesos de tratamiento biológico y la agricultura (Den boer et al, 2005).

3.5 Metodología de evaluación para las categorías de impacto

Existen diferentes enfoques para los métodos de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), entre estos se encuentran los de punto medio (midpoint), de punto final (endpoint) y una combinación de los dos (Hauschild *et al*, 2012). Bare *et al*. (2000), define que el enfoque de punto medio es considerado como un punto de la cadena causa-efecto de una categoría de impacto, en donde se calculan los factores de caracterización necesarios para reflejar la importancia relativa de una emisión o de la extracción de un recurso durante el AICV. De otro lado, el enfoque de punto final se emplea en estudios de ACV en donde se requieren realizar análisis de las compensaciones existentes entre las categorías de impacto. Motivo por el cual se tuvo en cuenta la selección de un método con enfoque de punto medio o midpoint para la presente investigación.

Las emisiones y recursos derivados del AICV son asignados a cada una de las categorías de impacto seleccionadas anteriormente (Ver Numeral 3.3). Para posteriormente ser convertidas en indicadores utilizando factores calculados por modelos de análisis de impactos (EC-JRC, 2012). De acuerdo a las normas ISO 14040 e ISO 14044 para la etapa de EICV se obtiene la información requerida para la evaluación de los resultados que fueron obtenidos en el AICV y de esta forma comprender la importancia a nivel ambiental, ya que en esta fase los resultados del ACV son traducidos por medio de un factor de caracterización en aportes a las categorías de impacto que son objeto de estudio. Esto se da como resultado al aplicar un modelo de caracterización, el cual por medio de un

mecanismo ambiental relevante permite determinar cuantitativamente el impacto potencial de cada uno de los flujos elementales en el ambiente.

Es posible proporcionar los resultados que arroja la EICV de varias formas, dentro de las más empleadas se encuentra la forma directa, donde se establece una sustancia de referencia como indicador de categoría para cada impacto, como por ejemplo kg de CO₂ equivalente para la categoría de impacto de cambio climático, y la unidad normalizada en donde los resultados se dan en **Personas Equivalentes (PE)**, lo cual se refiere a la emisión de la sustancia como resultado de las actividades realizadas por una persona promedio en un año (Damgaard A, 2010). Para convertir los indicadores de categoría a una unidad normalizada, se emplean las referencias de normalización, también conocidas como emisiones de referencia (Damgaard *et al*, 2010). De acuerdo a la norma ISO 14042, la normalización es definida como “el calculo del resultado de la magnitud del indicador relativa a información de referencia”, en otras palabras, la normalización de los resultados por categoría ayuda a tener un mejor entendimiento sobre la importancia relativa y la magnitud de los resultados para cada escenario bajo estudio (Rajaeifar *et al.*, 2015).

3.5.1 Método de evaluación de impactos - ILCD

El EASETECH emplea diferentes métodos o modelos de caracterización para la evaluación de los impactos entre las cuales se encuentran: IPCC 2006, EDIP97 wo LT, ILCD-old version, EDIP2003, USEtox e ILCD recommended-2013 NR. Como método de AICV se seleccionó el método ILCD Recommended – 2013, en donde se tuvo en cuenta el modelo de caracterización, el factor de caracterización y el indicador de categoría para las cuatro categorías seleccionadas. En la Tabla 3-1 se describe el método ILCD Recommended – 2013.

Tabla 3-1: Descripción del método ILCD Recommended-2013 (Fuente: autor).

Categoría de impacto	Modelo de caracterización	Factor de Caracterización	Indicador
Cambio Climático (CC)	IPCC 2007 (Foster et al., 2007)	Para cada GEI $8,69 * 10^{-4} \frac{W \text{ año}}{m^2 \text{ kg } CO_2}$	kg CO ₂ eq por unidad funcional
Formación de oxidantes fotoquímicos (FOF)	ReCipe Midpoint (Van Zelm et al., 2008)	Para los NO _x $3,9 * 10^{-8} \frac{\text{año}}{\text{kg NMVOC}}$	kg NMVOC eq por unidad funcional
Acidificación (AC)	ReCipe Midpoint (Van Zelm et al., 2008)	$NO_x = 0,12 \frac{m^2 \text{ año}}{\text{kg } SO_2}$ $NH_3 = 0,52 \frac{m^2 \text{ año}}{\text{kg } SO_2}$	kg SO ₂ eq por unidad funcional
Eutrofización (FE)	ReCipe Midpoint (Struijs et al., 2009)	$3,44 * 10^{-4} \frac{\text{año}}{\text{kg P}}$	kg P eq por unidad funcional

La justificación para la selección del método ILCD Recommended 2013 se realizó teniendo en cuenta que las normas ISO 14040 e ISO 14044 son flexibles en cuanto a la selección de metodologías de evaluación (lo cual puede afectar la legitimidad de los resultados), por lo cual el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea (JRC) ha desarrollado el Sistema Internacional de Datos de Referencia del Ciclo de Vida (ILCD, por sus siglas en inglés) con el fin de brindar una orientación técnica para la aplicación del ACV, proporcionando una base común para datos y métodos coherentes, robustos y de calidad garantizada (EC-JRC, 2012).

Con el ILCD se buscaba desarrollar recomendaciones acerca de la aplicación de los modelos de caracterización y los factores de caracterización más apropiados de acuerdo al objetivo planteado en el estudio de ACV. Para esto, Hauschild *et al.* (2012) llevó a cabo una evaluación de los métodos de EICV y a los modelos de caracterización existentes, por medio de un proceso de consulta y recopilación bibliográfica, de tal manera que se cumplieran criterios de calidad y aceptación. Dando como resultado un método de EICV en donde se recogen los mejores métodos de caracterización para las diferentes categorías de impacto tanto a nivel de punto medio, como de punto final.

3.6 Análisis de sensibilidad

Varios métodos para evaluar la sensibilidad e incertidumbre han sido desarrollados en ciencias e ingeniería. No existe algún método que pueda ser aplicado a todos los modelos: la elección dependerá de diferentes criterios, la naturaleza del modelo, los requerimientos de análisis y los recursos disponibles especialmente en términos de software (Clavreul *et al*, 2012). Los desarrolladores del software EASETECH seleccionaron y adaptaron modelos de evaluación de sensibilidad e incertidumbre atendiendo a los estudios de ACV realizados.

El análisis de sensibilidad se realiza con el fin de identificar las variables de entrada que generan mayor incertidumbre o cambios sobre los resultados finales del modelo y es realizado sobre cada una de las variables alimentadas para los diferentes escenarios evaluados. Como cualquier método, tiene limitaciones particulares relacionadas con la no linealidad en los modelos ACV para residuos, pero provee aproximaciones muy útiles (Clavreul *et al*, 2012).

3.6.1 Análisis de contribución

El análisis de contribución es usado frecuentemente, a pesar de que no siempre se identifica como un análisis de sensibilidad. Consiste principalmente en la descomposición de los resultados obtenidos en el ACV (bien sea por la caracterización, normalización o ponderación de los impactos) de un sistema atendiendo a la contribución que realiza cada uno de los procesos o etapas, lo cual proporciona una visión rápida y general de los contribuyentes principales. Los procesos que tienen impactos positivos y negativos tienen que ser subdivididos en subcomponentes, para evitar la desconsideración de procesos importantes (Clavreul *et al*, 2012).

Este análisis es conocido como análisis de dominancia o análisis de aspectos claves. Tiene como objetivo señalar aquellos elementos que suponen la mayor contribución a una determinada emisión o categoría de impacto, de tal manera que permita establecer una línea base de los resultados obtenidos requerida para el desarrollo de análisis posteriores (Heijungs *et al.*, 2001).

3.6.2 Análisis de perturbación

El análisis de perturbación es usado para evaluar la influencia de la incertidumbre de los parámetros implementados, el objetivo consiste en determinar el efecto de un cambio arbitrario de un parámetro en el resultado del modelo. Cada parámetro se varía individualmente con un pequeño incremento, del orden del 10%. La variación del resultado es calculada y en base a los resultados obtenidos se calculan dos relaciones de interés particular: el coeficiente de sensibilidad y la relación de sensibilidad (Clavreul et al, 2012).

La relación de sensibilidad (SR, por sus siglas en inglés "Sensitivity Ratio"), la cual es la relación entre dos cambios relativos, como se presenta en la siguiente ecuación. Si un parámetro tiene una relación de sensibilidad de 2, esto implica que un incremento en el parámetro del 10%, el resultado final se incrementará en un 20% (Clavreul *et al*, 2012).

$$SR = \frac{\frac{\Delta \text{resultado}}{\text{resultado inicial}}}{\frac{\Delta \text{parámetro}}{\text{parámetro inicial}}}$$

Se realizó un análisis de sensibilidad aplicando la fórmula presentada anteriormente. Un análisis de contribución se realizó con el fin de identificar las sub-etapas o sub-procesos que generan mayores participaciones sobre cada una de las categorías de impacto evaluadas y adicionalmente se realizó un análisis de perturbación para cada uno de los escenarios evaluados con el fin de estimar la incidencia de las variables de entrada al modelo sobre los resultados globales obtenidos.

Para estimar la sensibilidad de cada una de las variables requeridas y alimentadas al modelo se utilizó la metodología sugerida por el manual para el usuario del EASETECH y la herramienta desarrollada dentro del software para este fin.

4. Resultados y discusión

4.1 Planteamiento de los escenarios

Además de la disposición final de los residuos sólidos en rellenos sanitarios, existen en el mundo muchas tecnologías de tratamiento y aprovechamiento de RSU en las que se aprovechan algunas de sus características; como, por ejemplo, su poder calorífico para generar calor, vapor o energía eléctrica, la posibilidad que tienen otros para la producción de compost, humus o material restaurador de suelos para el caso de los BSU, o emplearse como materia prima en procesos de gasificación (PIRS, 2017). Existe una gran variedad de tecnologías de tratamiento y aprovechamiento, que pueden ser aplicadas a los BSU que se generan en Bogotá, las cuales se presentan en la Tabla 4-1.

Tabla 4-1: Tecnologías de tratamiento alternas para los RSU y BSU generados en Bogotá (Fuente: UAESP & PIRS, 2016).

Tratamientos biológicos
Compostaje aerobio
Digestión anaerobia
Lombricultura
Tratamientos térmicos
Incineración
Gasificación
Pirolisis
Plasma

La gestión de residuos sólidos es uno de los mayores problemas urbanos que enfrentan los municipios en todo el mundo. En los últimos años, el enfoque para mejorar la gestión de los residuos sólidos municipales ha estado puesto en el desarrollo de programas integrados de gestión de residuos en los cuales cada faceta del sector (generación, recolección, transferencia, disposición, etc.) se analiza de manera holística (CCAP, 2012).

Algunos estudios indican que la composición de los residuos urbanos en Bogotá posee alrededor del 55.22% de residuos orgánicos biodegradables (en su mayoría, el 74%, generados por usuarios residenciales). El manejo que se le da a estos residuos consiste principalmente en: recolección, transporte y disposición final en el RSDJ. El aprovechamiento de los BSU ha sido implementado por diversos países, quienes le han atribuido una gran relevancia a transformar y superar la manera tradicional en que se manejan los residuos (UAESP, 2016).

El manejo integral de residuos sólidos orgánicos se convierte entonces en una prioridad para la gestión ambiental de la ciudad, en busca del desarrollo y mejoramiento de la calidad de vida de los bogotanos. Este manejo implica la adopción de todas las medidas necesarias en las actividades de consumo responsable, prevención, reducción y separación en la fuente, almacenamiento, transporte, aprovechamiento, valorización, tratamiento y disposición final de estos residuos en condiciones que propendan por el cuidado de la salud humana y del ambiente (UAESP, 2016). Atendiendo a la identificación de esta problemática se opta por plantear diferentes alternativas para el tratamiento y valorización de los BSU.

El Centro para Políticas de Aire Limpio (CAAP, por sus siglas en inglés) plantea tres estrategias para mejorar el sistema de gestión de residuos sólidos en Colombia, las cuales son el procesamiento mixto de residuos sólidos municipales, separación y recolección en el origen y tratamiento del biogás. Dentro de la primera alternativa se encuentran diferentes escenarios tales como la implementación de una instalación para la recuperación de energía a partir de los RSU generados o incineración (Waste to energy (WTE)), instalación de tratamiento mecánico-biológico (Mechanical Biological Treatment (MBT)) y centros de recuperación de materiales (Material Recovery Facility (MRF)) (CCAP, 2012). Para los objetivos de este estudio se consideró la evaluación de las alternativas de incineración y tratamiento biológico.

4.1.1 Incineración

Dentro de las alternativas de gestión para los RSU se habla mucho sobre las instalaciones de producción de energía o incineración con aprovechamiento de energía (Waste to Energy (WTE)), tecnologías que han sido principalmente implementadas en los países de

la Unión Europea y Estados Unidos. De acuerdo a Sakurai K. (1990) y Zübruck C. (2016) el potencial de aprovechamiento de los residuos vía WTE se puede estimar de acuerdo a la composición de los RSU calculando el valor del poder calorífico inferior (Lower Calorific Value (LCV)) a través de la siguiente ecuación.

$$LCV = 40(a + b + c + d) + 90e - 46W$$

Donde LCV es el poder calorífico inferior calculado en kCal/kg y las letras de la a a la e son el porcentaje del peso húmedo para cada fracción correspondiente. En donde a es para papel, b para textiles, c para madera y jardinería, d para residuos de comida o alimentos, e es el plástico y caucho y W es el contenido de humedad. Dependiendo del valor calculado se puede estimar si el proceso de incineración no va a requerir la adición de combustibles o si se requiere recuperar energía; Para el primer caso se deben obtener valor para el LCV superiores a 1000 kCal/kg, mientras que para el segundo se deben obtener valores entre 1500 y 1650 kCal/kg (Sakurai K., 1990).

Aplicando la ecuación para el estudio de caso, tomando los datos reportados en la Tabla 2-3 y tomando un valor de humedad promedio del 59,48% (UAESP, 2011) (un porcentaje de humedad cercano al 60% es un valor común para los países en vías de desarrollo (Zübruck, 2016)) se obtiene que el LCV para los RSU generados en Bogotá D.C es de 959,02 kCal/kg. De acuerdo al valor calculado anteriormente se podría afirmar que si se llegara a considerar la incineración de los RSU generados en Bogotá D.C se requeriría el uso de combustibles adicionales y no se podría llevar a cabo un proceso de incineración con recuperación de energía. En dado caso que se deseara viabilizar este escenario sería requeriría la disminución del contenido de humedad de los residuos.

4.1.2 Tratamiento biológico

La directiva (99/31/CE) del Consejo Europeo establece que para todos los miembros de la Unión Europea reducir la cantidad de residuos biodegradables que son dispuestos en los rellenos sanitarios sin ningún tipo de tratamiento adoptando medidas para mejorar la reducción, recuperación y aprovechamiento de los residuos. Para el caso particular de la fracción orgánica (BSU) las tecnologías de valorización adecuadas propuestas son el compostaje y la digestión anaerobia (CEU, 1999).

En el escenario de tratamiento biológico (BT, Biological Treatment) se contempla el uso de la digestión anaerobia y la implementación de compostaje. En el RSDJ son enterradas diariamente 6.500 toneladas de residuos sólidos, de las cuales alrededor del 65% corresponde a residuos orgánicos (BSU), los cuales tienen un alto potencial de aprovechamiento por medio de tecnologías como: compostaje, lombricultivo y biodigestión. En el marco de la Gestión Integral de Residuos Sólidos, los BSU tienen mayor relevancia, pues son los generados en grandes proporciones por los distintos usuarios del servicio público de aseo y cuentan con un alto potencial de aprovechamiento (UAESP, 2016).

4.1.2.1 Compostaje

La selección de esta alternativa va en coherencia al programa de aprovechamiento de residuos orgánicos promovida por la UAESP y la Universidad Nacional de Colombia. El manejo integral de los residuos sólidos orgánicos es considerado como una prioridad para la gestión ambiental de la ciudad, en busca del desarrollo y mejoramiento de la calidad de vida de los bogotanos (UAESP, 2016). Dentro de las alternativas que se presentan viables para el aprovechamiento de los BSU está la producción de compostaje, ya que residuos como: estiércol de animales, restos de cultivos, residuos de cafeterías, restaurantes y hogares son materiales susceptibles de reincorporarse al suelo para uso en jardines ornamentales y productivos, agricultura urbana, recuperación de tierras degradadas, entre otros (UAESP, 2016).

El compostaje conforma uno de los mejores usos que se le puede dar a los BSU, ya que su empleo como recurso primario es fundamental para la formación de la vida en plantas. A nivel urbano existen experiencias de producción de alimentos y de abonos en las que emplean prácticas de compostaje alternativas, las cuales se llevan a cabo por voluntad particular o comunitaria y en algunos casos por entidades gubernamentales (UAESP, 2016).

La tecnología de compostaje en hileras es relativamente simple, y es la más económica. A nivel práctico es el más utilizado y el que se emplea casi siempre. La mezcla de materiales a compostar se coloca en hileras o pilas de sección triangular o trapezoidal. La base de este tipo de pilas es del orden de 3 a 4 m, una altura de 2 a 2,5 m y una longitud variable. Dentro de sus principales ventajas se destaca: se consigue una mayor homogenización del material, una disminución mecánica del tamaño medio de partícula lo cual contribuye

a una disminución del volumen y una mayor garantía de higienización del material al conseguirse que todo el material pase por fases termofílicas tras la realización de los volteos. De otro lado, entre sus desventajas se encuentra: dificultad para controlar la temperatura, control del pH, problemas de déficit de oxígeno en capas profundas, estructuras no adecuadas, costos elevados en las máquinas volteadoras y tiempos largos de procesamiento (Moreno J. y Moral R., 2008).

4.1.2.2 Digestión anaerobia

Teniendo en cuenta la necesidad identificada por la UAESP sobre el aprovechamiento de los residuos orgánicos mencionadas en el subíndice anterior, existe otra alternativa poco considerada y explorada para la ciudad que es la digestión anaeróbica. Dentro de las ventajas identificadas para este tipo de proceso se encuentra: generación controlada de biogas, tratamiento y uso del biogás para la obtención de energía eléctrica, plantas con diferentes capacidades de procesamiento, existen diferentes tecnologías que pueden ser utilizadas de acuerdo a los requerimientos identificados, temperaturas de proceso bajas para llevar a cabo la digestión (aproximadamente de 36°C), control óptimo de variables de proceso, el material saliente de este proceso puede ser compostado aeróbicamente, logrando su maduración, o secado y llevado a combustión aumentando su utilidad. De otro lado se distinguen unas desventajas entre las que se destaca: altos costos de implementación, un tratamiento efectivo se realiza para los BSU sin trazas de otros materiales como vidrio o plásticos, los microorganismos utilizados en el proceso de descomposición se pueden ver fácilmente afectados por variables como pH y temperatura.

4.2 Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (AICV)

4.2.1 AICV para el escenario actual (E1)

Para la realización del ACV para los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C, se definieron los límites del sistema y las etapas comprendidas dentro del sistema de gestión actual. En Bogotá D.C se cuenta con un sistema de gestión de residuos enfocado hacia la disposición final en el RSDJ. En la Figura 4-1 se presenta de manera general el sistema simplificado para la gestión actual de los BSU.

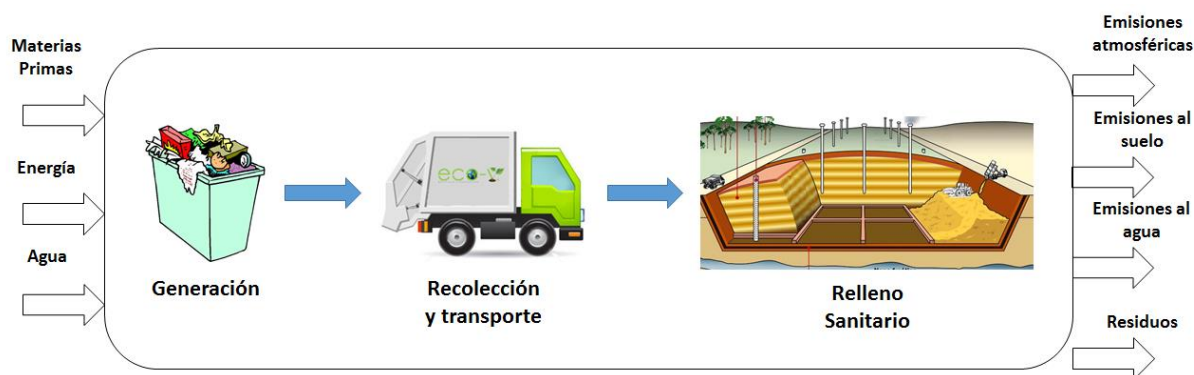


Figura 4-1. Esquema simplificado para el ACV de los RSU (Fuente: autor).

Atendiendo a la Figura 4-1, para el ACV se tuvieron en cuenta las etapas de generación, recolección, transporte y disposición final en el relleno sanitario (para este caso en el RSDJ). Adicionalmente, dentro del AICV se consideraron como puntos de entrada los consumos de materias primas, consumos de energía, consumos de agua, y como puntos de salida las emisiones atmosféricas, emisiones al suelo, emisiones a cuerpos de agua superficial y generación de residuos. Cabe destacar que no se tuvieron en cuenta los impactos anteriores al proceso de generación de los RSU.

Para realizar la construcción del escenario actual en el software EASETECH se requirió de la comprensión bajo la cual se debe realizar la construcción del modelo, es decir, la información requerida para cada una de las etapas que comprende el ACV de los RSU. De modo tal que se realizó una búsqueda de la información necesaria para alimentar al modelo. El software requiere de información muy específica para cada etapa u operación unitaria que se realiza en un relleno sanitario, comprendiendo desde la construcción del relleno sanitario, la generación del biogás, el tratamiento del biogás, la generación de los lixiviados y el tratamiento de los lixiviados (Ver Figura 4-2). En la Tabla 4-2 se presenta la información requerida para la modelación del escenario actual E1 en el software EASETECH.

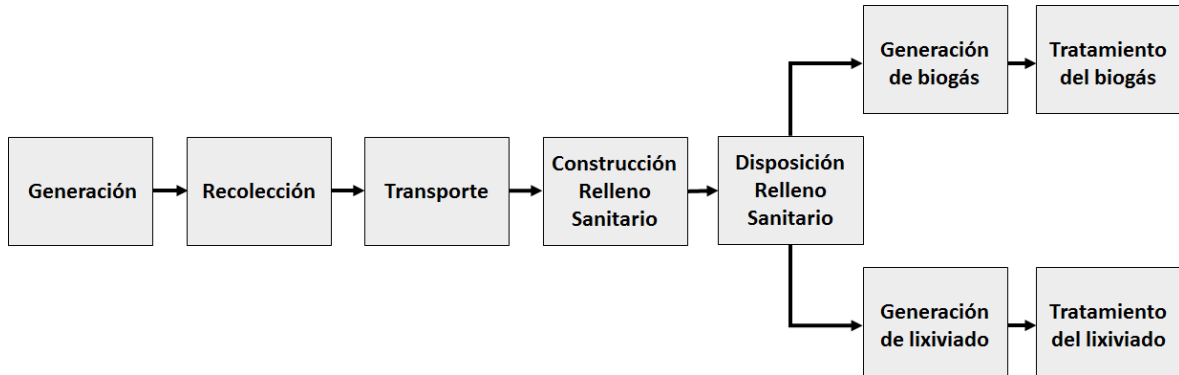


Figura 4-2: Esquema para el modelo ACV del escenario actual (Fuente: autor).

Tabla 4-2: Información requerida por el EASETECH para el modelo ACV del escenario actual (E1) (Fuente: autor).

Etapas	Sub-etapas	Información requerida
Generación		<ul style="list-style-type: none"> • Unidad funcional (kg) (1000 kg RSU) • Composición porcentual por fracción • Caracterización físico-química de los residuos
Recolección		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible (L/kg residuo) • Tipo de recolección
Transporte		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible por km manejado (L/kg residuo/km recorrido)
Construcción Relleno Sanitario		<ul style="list-style-type: none"> • Materias primas (kg/t residuo) • Consumo de combustible por maquinaria (KWh/kg residuo)
Generación del biogás	Generación de metano	<ul style="list-style-type: none"> • Horizonte de tiempo (años) • Porcentaje de C biológico • Tasas de decaimiento de primer orden para generación de metano (1/año)
	Adición de sustancias	<ul style="list-style-type: none"> • Sustancias contaminantes generadas durante los procesos de degradación • Cantidad del contaminante con base en el volumen de CH₄ y CO₂ (g/m³)
	Sistemas de recolección de gases	<ul style="list-style-type: none"> • Porcentajes de recolección y de no recolección del sistema para diferentes periodos
	Oxidación del gas	<ul style="list-style-type: none"> • Emisiones al ambiente una vez las sustancias son transformadas para cada tipo de cubierta (diaria, intermedia y final)

Etapas	Sub-etapas	Información requerida
Tratamiento del biogás	Combustión y tratamiento en tea	<ul style="list-style-type: none"> • Emisiones al aire de sustancias contaminantes ($\text{kg/m}^3 \text{CH}_4$) • Emisiones al ambiente una vez las sustancias son transformadas
	Combustión y tratamiento con generación de energía	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo de energía ($\text{KWh/ m}^3 \text{CH}_4$) • Generación de energía ($\text{KWh/ m}^3 \text{CH}_4$) • Emisiones al aire de sustancias contaminantes ($\text{kg/m}^3 \text{CH}_4$) • Emisiones al ambiente una vez las sustancias son transformadas
Generación del lixiviado	Caracterización del lixiviado	<ul style="list-style-type: none"> • Condiciones climáticas • Infiltración neta o precipitación (mm/año) • Periodo de retorno (años) • Horizonte de tiempo (años) • Altura de la capa de residuos (m) • Densidad aparente de los residuos (t/m^3) • Concentración de lixiviados en diferentes periodos de tiempo (mg/L)
Tratamiento del lixiviado	Sistema de recolección de lixiviados	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo de duración (años) • Porcentaje de captación y de no captación de lixiviados
	Secuestro de carbono	<ul style="list-style-type: none"> • Porcentaje de C bio-transformado
	Tecnología de tratamiento	<ul style="list-style-type: none"> • Sustancias contaminantes presentes en los lixiviados • Porcentajes de remoción de los contaminantes en el lixiviado

4.2.2 Generación

- **Unidad funcional**

Para esta primera etapa el software EASETECH requiere que se introduzca el valor de la unidad funcional, que para este caso se fue 1 tonelada (t) de RSU (equivalente a 1000 kg de RSU) (ver sub-sección 3.3.3).

- **Composición porcentual por fracción**

En la ciudad de Bogotá D.C se realiza la caracterización periódica de los residuos generados en el RSDJ. La composición promedio se tomó del estudio realizado por la UAESP y la Agencia de Cooperación Internacional Japonesa (JICA, por sus siglas en

inglés) en el marco del Proyecto de Estudio del Plan Maestro para el Manejo Integral de Residuos Sólidos en Bogotá D.C. La composición se presenta en la Tabla 4-3, datos que fueron empleados para alimentarlos a la etapa de generación en el software EASETECH. En promedio cada habitante genera 1,03 kg RSU/día (UAESP & JICA, 2013). El valor promedio de la humedad para la masa de residuos de acuerdo a una caracterización realizada por la UAESP es del 59,48% (UAESP, 2011).

Tabla 4-3: Composición de los RSU generados en la ciudad de Bogotá D.C. (Fuente: UAESP & JICA, 2013).

Categoría	Composición
Alimentos	60,6%
Jardinería	0,9%
Papel	4,3%
Cartón	2,8%
Plástico	10,5%
Caucho y cuero	0,4%
Textiles	1,9%
Madera	0,3%
Productos Metálicos	0,8%
Vidrio	2,08%
Cerámicos	1,19%
RESPEL doméstico	12,94%
Otros residuos	1,32%
Total	100%

- **Caracterización físico-química de los residuos**

La caracterización físico-química de los componentes de los RSU fue necesaria realizarla con el fin de crear las fracciones de los residuos en el software y especialmente para que fueran más representativas para la realización del estudio de caso. No obstante, se podría haber utilizado las fracciones que vienen por defecto en el EASETECH.

Para definir el porcentaje de humedad para cada una de las fracciones (sin compactar), se asignaron los porcentajes típicos teóricos de humedad dados por Tchobanoglous *et al* como se muestra en la Tabla 4-4.

Tabla 4-4: Determinación del porcentaje de humedad para la masa degradable de los RSU (Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Fracción	Contenido de humedad (%)	Contenido de humedad típico teórico (%)	Contenido de humedad Calculado (%)
Comida	59,48%	70%	56,99%
Papel		6%	4,88%
Cartón		5%	4,07%
Jardín		60%	48,85%

De la misma forma, la composición química elemental de los biorresiduos se establece de acuerdo a lo planteado por Tchobanoglous *et al.*, la cual se presenta en la Tabla 4-5. Cabe destacar que el porcentaje de carbono elemental es entendido en el EASETECH como el porcentaje de carbono biogénico (C bio) en base seca.

Tabla 4-5: Datos típicos sobre análisis elemental de los biorresiduos en los RSU (Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Componentes	Porcentaje en peso en base seca (TS)					
	Carbono	Hidrógeno	Oxígeno	Nitrógeno	Azufre	Cenizas
Comida	48,00%	6,40%	37,60%	2,60%	0,40%	5,00%
Jardín	47,80%	6,00%	38,00%	3,40%	0,30%	4,50%

Los procesos de digestión anaerobia o biogásificación de los biorresiduos que se llevan a cabo en los rellenos sanitarios generan dos corrientes: un biogás rico en energía y un efluente que puede ser líquido o sólido (lixiviado) (Chistensen T., 2011). Con el fin de establecer el contenido energético en unidades de MJ/kg TS, el potencial de generación de CH₄ (m³/t VS¹) y el carbono biogénico (C bio) del biogás generado por los procesos de

¹ Sólidos Volátiles (VS, Volatile Solids). Porción de la materia orgánica que puede eliminarse o volatilizarse cuando se quema en un horno o mufla a una temperatura de 550°C.

degradación de los RSU, se emplearon los datos reportados en la Tabla 4-5 y las ecuaciones que se presentan en el Anexo A.

En la Tabla 4-6 se presentan los resultados de los cálculos realizados para cada uno de los componentes energéticos del biogás.

Tabla 4-6: Determinación teórica de la capacidad energética, el potencial de metano y el carbono biogénico de los BSU (Fuente: autor).

Fracción	Energía (MJ/kg)	Potencial CH₄ (m³CH₄/tVS)	CH₄ (% en el biogás)	C bio (kg C/kg TS)
Comida	19,68	538,69	54%	51,17
Jardín	18,85	524,11	52%	51,92

El EASETECH con el fin de realizar un cálculo más preciso de las emisiones requiere información acerca del porcentaje de materia orgánica compleja (lignina, celulosa, hemicelulosa y proteínas) que se encuentra asociada a la masa de residuos biodegradables. En la Tabla 4-7 se presentan los valores estimados por la UAESP para el año 2011.

Tabla 4-7: Porcentaje de materia orgánica presente en los BSU de Bogotá D.C (Fuente: UAESP, 2011).

Componente	Porcentaje Global (%)
Proteína	3,64
Lignina	4,87
Celulosa	4,75
Hemicelulosa	7,65

4.2.3 Recolección y transporte

En Bogotá las empresas prestadoras del servicio de aseo utilizan principalmente camiones con una capacidad máxima de 25 yardas cúbicas, los cuales pueden recolectar y transportar aproximadamente 15 toneladas de residuos y cuyos motores funcionan a base de diesel. Las capacidades de recolección de los camiones varían entre los diferentes operadores y de la zona en donde se requiera prestar el servicio (ADB, 2015).

Atendiendo a las definiciones realizadas por Larsen *et al.* (2009), la recolección es considerada como la conducción y la carga de los residuos desde la primera hasta la última parada establecida en la ruta de recolección de los RSU. A medida que se va realizando la ruta el camión se va cargando con los RSU generados por los usuarios, cuando no se cargan más residuos al camión, este abandona el área de recolección y se dirige al punto de descarga. La recolección se describe de acuerdo al consumo de combustible utilizado en litros por tonelada de residuo recolectada (l/t).

Larsen *et al.* (2009) adicionalmente define la etapa de transporte como la conducción del camión recolector vacío desde el garaje hasta el punto donde empieza la ruta de recolección, así mismo, se incluye la conducción del camión lleno desde la parada final de la ruta de recolección hasta el RSDJ para su disposición final y su posterior regreso bien sea hasta el garaje donde se estacionan los camiones o a otra zona de recolección. El transporte se describe en litros de combustible por tonelada por kilómetro recorrido (l/t km). En la Figura 4-3 se presenta el esquema conceptual de transporte y recolección empleado para el modelo.

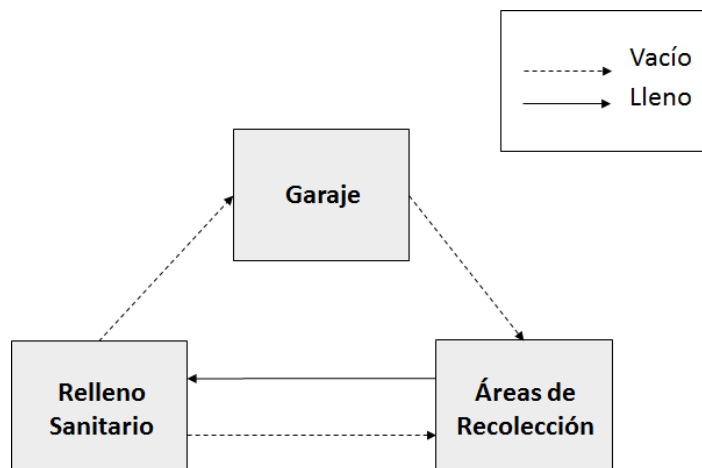


Figura 4-3: Esquema de transporte y recolección de los RSU (Fuente: autor).

A nivel local no se han realizado estudios para la cuantificación del consumo de combustible durante las rutas de recolección y transporte de los RSU hasta el RSDJ. Motivo por el cual para establecer el consumo para la etapa de recolección se utilizó el valor reportado por Larsen *et al.* (2009) el cual se presenta en la Tabla 4-9; mientras que

para determinar el consumo de combustible para la etapa de transporte fue necesario utilizar los resultados obtenidos en los estudios donde se aplicó la metodología del ACV para la evaluación de la gestión de los RSU en España, realizados por Bovea *et al.* (2010), el valor implementado para el transporte se presenta en la Tabla 4-9.

Los datos reportados por Bovea *et al.* (2010) se utilizaron para estimar la correlación entre el consumo de combustible y la distancia recorrida por el camión, de modo tal que se encontró una relación matemática lineal entre las dos variables (Ver Anexo B). Con el fin de determinar la distancia recorrida por los camiones de recolección de los RSU en Bogotá se consultó a la empresa Aguas de Bogotá S.A ESP los cuales suministraron la información que se presenta en la Tabla 4-8.

Tabla 4-8: Microrutas por zonas de recolección y distancias de transporte al RSDJ para las rutas de la empresa Aguas de Bogotá S.A ESP (Fuente: ADB, 2015).

Zona	Centroide CX	Centroide CY	Distancia al RSDJ (km)	Microrutas
2	4.689491°	-74.124082°	22,8	26
3	4.640291°	-74.073805°	17,2	97
5	4.547112°	-74.103580°	6,9	17

Como se puede observar en la Tabla 4-8, la distancia recorrida por el camión de recolección varía de acuerdo a la zona y cada una de las zonas posee diferente cantidad de microrutas. Para estimar la distancia recorrida al RSDJ se calculó el promedio ponderado entre la distancia recorrida por zona y la cantidad de microrutas, obteniendo de esta forma una distancia recorrida desde el final de la ruta de recolección hasta el RSDJ de 16,9 km. Para el cálculo del consumo de combustible requerido se utilizó la regresión lineal ajustada a los datos presentados en el Anexo B. Los datos de distancia y consumo de combustible para las etapas de recolección y transporte se presentan en la Tabla 4-9.

Tabla 4-9: Distancia y consumo de combustible para la recolección y transporte de los RSU de Bogotá (Fuente: autor).

Recorrido	Distancia (km)	Consumo de combustible (L/t)
Recolección	4,09*	3,27
Transporte	16,98	9,98

* Dato tomado de la información entregada por las empresas encargadas del aseo de la ciudad de Cali (Ayala T., 2015).

4.2.4 Relleno Sanitario Doña Juana (RSDJ)

4.2.4.1 Construcción del RSDJ

Para la construcción del modelo del relleno sanitario se comienza con la etapa de construcción. Debido a que no fue posible conseguir información para la adecuación de las zonas de disposición en el RSDJ fue necesario utilizar la información reportada por Ayala T. (2015), quien determinó la cantidad de material requerido para adecuar las zonas de vertido por cada kg de RSU dispuesto en el relleno sanitario El Guabal ubicado en el municipio de Yotoco del departamento del Valle del Cauca, Colombia. En la Tabla 4-10 se presentan los valores alimentados al software.

Tabla 4-10: Cantidad de material empleado para adecuar las zonas de vertido por kg dispuesto de RSU (Fuente: Ayala T., 2015).

Material	kg material/kg del total de residuos húmedos
Geomembrana	0,0000548
Geotextil no tejido 600 (gr/m ²)	0,000022
Tubería NOVAFORT	0,0000032
Arcilla	0,121
Canto Rodado	0,0182

Debido a que el consumo energético (incluyendo el combustible empleado por la maquinaria) y otros materiales como el aluminio, cobre y acero, son recursos necesarios para la construcción y operación de un relleno sanitario, se consideraron los valores obtenidos durante el desarrollo de diferentes investigaciones y que los desarrolladores del software EASETECH tuvieron en cuenta para modelar la construcción de un relleno con una capacidad de 3,5 millones de toneladas de RSU como se muestra en la Tabla 4-11.

Tabla 4-11: Recursos requeridos para la construcción y operación de un relleno sanitario (Fuente: Ole A., 2013).

Recurso	Valor	Unidad
Consumo de energía	0,008	KWh/kg del total de residuos húmedos
Consumo de combustible	0,00024	L/kg del total de residuos húmedos
Aluminio	5,80E-08	kg/kg del total de residuos húmedos
Cobre	9,87E-09	kg/kg del total de residuos húmedos
Acero	1,40E-04	kg/kg del total de residuos húmedos

4.2.4.2 Generación del biogás

La generación del biogás (LFG, por sus siglas en inglés) es uno de los principales subproductos que se generan del proceso de descomposición de los RSU, específicamente por la fracción de BSU una vez son dispuestos en el RSDJ. Para modelar en el EASETECH la cantidad de biogás que se genera en el relleno sanitario, se requirió especificar las tasas de degradación de primer orden para el metano en condiciones moderadas (K rate (1/año)). Dichas tasas de degradación aplican para cada una de las fracciones que componen los RSU, las cuales son dadas por la EPA (Environmental Protection Agency de USA) y dependen de la humedad, los valores implementados presentan en la Tabla 4-12. En esta etapa se considera un porcentaje de pérdida de sólidos volátiles (VS) relacionado con la pérdida de C bio, los desarrolladores del EASETECH han establecido un porcentaje de 1,89% por defecto.

Tabla 4-12: Tasas de degradación de las diferentes fracciones de material en el EASETECH (Fuente: Ole A., 2013).

Categoría	K _{rate} (1/año)
Alimentos	0,137
Jardinería	0,283
Papel	0,029
Cartón	0,019
Textiles	0,028
Madera	0,014
RESPEL doméstico	0,029

El EASETECH incluye un módulo en donde se describen las concentraciones de los gases traza presentes en el biogás. Para ello se emplearon los valores de las concentraciones reportadas en el manual para modelamiento de rellenos sanitarios desarrollado por Ole A. (2013) y la información reportada por Hincapié *et al.* (2001). En la Tabla 4-13 se presentan las concentraciones utilizadas en el modelo.

Tabla 4-13: Concentración de sustancias traza presentes en el biogás (Fuente: autor).

Sustancia	Concentración (g/m ³)*	Fuente
Mercurio	1,00E-06	Ole A., 2013
Monóxido de Carbono	0,028	Ole A., 2013
Sulfuro de Hidrógeno	0,040	Ole A., 2013
NM VOC	0,030	Ole A., 2013
Cloruro de Vinilo	0,004	Ole A., 2013
DCE	0,045	Ole A., 2013
TCE	0,004	Hincapié <i>et al.</i> , 2001
PCE	0,010	Ole A., 2013
Benceno	0,008	Hincapié <i>et al.</i> , 2001
Clorobenceno	0,002	Ole A., 2013
Diclorobenceno	0,006	Ole A., 2013
Etilbenceno	0,020	Hincapié <i>et al.</i> , 2001
Propilbenceno	0,002	Ole A., 2013
Cloroetano	0,010	Ole A., 2013
Clorometano	0,0003	Ole A., 2013
Diclorometano	0,020	Hincapié <i>et al.</i> , 2001
Cloroformo	0,0003	Ole A., 2013
Tetracloruro de Carbono	5,00E-05	Ole A., 2013
Xileno	0,040	Hincapié <i>et al.</i> , 2001
Tolueno	0,110	Hincapié <i>et al.</i> , 2001
Fenol	0,001	Ole A., 2013
Naftaleno	0,0006	Ole A., 2013
CFC11	0,001	Ole A., 2013
CFC12	0,005	Ole A., 2013
CFC113	0,0005	Ole A., 2013
HCFC21	0,010	Ole A., 2013
HCFC22	0,003	Ole A., 2013

* Concentración expresada en g/m³ en base al volumen de la mezcla de gas entre CH₄ y CO₂.

Los datos reportados por Ole A. (2013) fueron principalmente tomados de la US EPA AP-42 *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*. El único metal pesado incluido fue el mercurio ya que es dudoso que otros metales estén presentes en el biogás (Ole A., 2013).

Para modelar la eficiencia del sistema de recolección del biogás en el horizonte de tiempo definido, se seleccionaron los porcentajes de eficiencia de un relleno sanitario con diseño promedio tal como se muestra en la Tabla 4-14.

Tabla 4-14. Eficiencias de recolección del biogás (Fuente: Ole A., 2013).

Periodo (años)	0 a 5	5 a 15	15 a 55	55 a 100
Eficiencias de recolección	35%	65%	75%	0%

Con el paso de los años, un mínimo porcentaje del biogás que se genera en el relleno sanitario migra hacia la parte superior y se escapa por medio de las coberturas, durante el recorrido que realiza entre las diferentes capas de cobertura terrea y vegetal, es oxidado parcialmente por acción de microorganismos que se encuentran presentes de forma natural para después ser emitido al ambiente (Yao S et al., 2013). En este proceso el CH₄ es oxidado a CO₂ y las sustancias traza que no son oxidadas son liberadas sin implicar mayores impactos al ambiente (Ole A, 2013).

Debido a que las coberturas empleadas en el relleno sanitario son de arcilla pueden tener tasas de oxidación inferiores a otras tecnologías (por ejemplo, cubierta biológica, bioflitros) dadas por el escape del biogás a través de grietas y fisuras, por tal motivo el EASETECH recomienda emplear cubiertas para un relleno sanitario con cuidados limitados. El software incluye un módulo que considera las tasas de oxidación del metano y sustancias traza para las coberturas diarias, intermedias y finales asignándoles diferentes periodos de tiempo, en la Tabla 4-15 se presentan los valores utilizados para el modelo.

Tabla 4-15: Tasas de oxidación del metano y sustancias traza presentes en el biogás para un relleno sanitario con cuidados limitados en las coberturas (Fuente: Ole A., 2013).

Sustancia	Oxidación de 0 a 5 años (Cobertura diaria)	Oxidación de 5 a 15 años (Cobertura intermedia)	Oxidación de 15 a 100 años (Cobertura intermedia)
Metano	10%	10%	18%
Mercurio	0%	0%	0%
Sulfuro de Hidrógeno	3%	5%	5%
Cloruro de Vinilo	11%	21%	21%
DCE	9%	19%	19%
TCE	8%	16%	16%
PCE	1%	3%	3%
Benceno	4%	7%	7%
Clorobenceno	6%	12%	12%
Diclorobenceno	5%	10%	10%
Etilbenceno	5%	10%	10%
Propilbenceno	3%	5%	5%
Cloruro de etilo	9%	15%	15%
Clorometano	11%	21%	21%
Diclorometano	11%	21%	21%
Cloroformo	9%	17%	17%
Tetracloruro de Carbono	13%	25%	25%
Xileno	5%	10%	10%
Tolueno	6%	12%	12%
Fenol	6%	12%	12%
Naftaleno	1%	3%	3%

4.2.4.3 Tratamiento del biogás

El biogás generado es capturado para ser tratado o emitido directamente hacia la atmósfera. Para el desarrollo del modelo para el RSDJ se consideró el venteo (emisión directa del biogás) y el tratamiento del biogás de dos formas, a través de combustión en tea y uso de motores de combustión interna para generación de energía eléctrica para autoabastecimiento de la planta.

Atendiendo a la visita realizada al RSDJ en el mes de mayo del año 2015, de acuerdo al director de operaciones de la planta de tratamiento del biogás Ingeniero Fernando Parrága de la empresa Biogás Doña Juana S.A, se considera que el aprovechamiento del biogás en el relleno sanitario se encuentra en el orden del 50% al 80%. De modo tal que las emisiones directas por venteo se encuentran en el orden del 50% al 20%. Del porcentaje del biogás que es aprovechado la mayor parte es transformado térmicamente en las teas de combustión y el resto es llevado a un tren de tratamiento previo a ingresar al motor de combustión interna con generación de electricidad. Los porcentajes de utilización en tea y motor de combustión utilizados fueron del 40% y 10% respectivamente (para un venteo del 50% del biogás) para el primer caso. Para el segundo caso se consideró la combustión en tea del 70% del biogás y el 10% en motor de combustión interna (para un venteo del 20%).

En el EASETECH los procesos de combustión en tea y combustión interna con generación de electricidad para todas las sustancias no metálicas con excepción del H₂S son asumidas que se oxidan a CO₂ biogénico. El H₂S se asume que es convertido en SO₂. Las eficiencias de tratamiento implementadas para la construcción del modelo se tomaron del documento *Landfilling in EASETECH* de Ole A. (2013), las cuales se presentan en la Tabla 4-16.

Tabla 4-16: Eficiencias de tratamiento para tea y combustión con generación de electricidad (Fuente: Ole A., 2013).

Sustancia	Tratamiento en Tea (%)	Generación de electricidad (%)
Metano	99	99
Mercurio	0	0
Sulfuro de Hidrógeno	97,7	97,2
Cloruro de Vinilo	98	93
DCE	98	93
TCE	98	93
PCE	98	93
Benceno	99,7	86,1
Clorobenceno	99,7	86,1
Diclorobenceno	99,7	86,1
Etilbenceno	99,7	86,1
Propilbenceno	99,7	86,1
Cloruro de etilo	98	93
Clorometano	98	93
Diclorometano	98	93
Cloroformo	98	93

Sustancia	Tratamiento en Tea (%)	Generación de electricidad (%)
Tetracloruro de Carbono	98	93
Xileno	99,7	86,1
Tolueno	99,7	86,1
Fenol	99,7	86,1
Naftaleno	97,7	86,1
CFC11	98	93
CFC12	98	93
CFC113	98	93
HCFC21	98	93
HCFC22	98	93

Cada etapa del tratamiento del biogás considera emisiones específicas que fueron consideradas dentro del modelamiento para el escenario actual, de acuerdo a los desarrolladores del software se deben considerar las emisiones de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre, partículas, hidrocarburos policíclicos aromáticos, dioxinas, bifenilos policlorados, ácido clorhídrico y ácido fluorhídrico. En la Tabla 4-17 se presentan las emisiones específicas utilizadas en g/m^3 de CH_4 .

Tabla 4-17: Emisiones específicas por proceso para el tratamiento del biogás (Fuente: Ole A., 2013).

Sustancia	Tratamiento en Tea ($\text{g/m}^3 \text{CH}_4$)	Generación de electricidad ($\text{g/m}^3 \text{CH}_4$)
Monóxido de Carbono	0,740	8,460
Óxidos de Nitrógeno	0,910	8,200
Dióxido de Azufre	0,170	0,170
Partículas	0,070	0,180
PAH	0,001	0,001
Dioxinas	6,7E-10	3,6E-9
PCB	0,001	0,001
Ácido Clorhídrico	0,170	0,040
Ácido Fluorhídrico	0,040	0,040

4.2.4.4 Generación de lixiviados

La producción de lixiviados en un relleno sanitario se encuentra estrechamente ligado a las condiciones climáticas de la ubicación donde está situado (Ole A., 2013). De acuerdo al Instituto de Hidrología y Estudios Ambientales (IDEAM), el RSDJ se encuentra ubicado en una zona con un clima predominantemente frío, con una temperatura media anual entre los 8 °C y los 12 °C (IDEAM, 2014). De otro lado, de acuerdo a la UAESP quienes reportan los valores del promedio mensual de la precipitación de acuerdo a la estación ubicada dentro del RSDJ, para el periodo de noviembre de 2013 a noviembre de 2014 se tuvo una precipitación anual acumulada de 740,9 mm/año, como se presenta en la Tabla 4-18. Lo cual concuerda con los datos reportados en el atlas climatológico de Colombia publicado por el IDEAM, para la zona donde se encuentra el RSDJ, donde la precipitación anual se encuentra entre 500 mm y 1500 mm (IDEAM, 2014).

Atendiendo a la información mencionada anteriormente se establece que según lo planteado por el manual para la construcción del modelo del relleno sanitario del EASETECH, se cuenta con una precipitación moderada/media (500 a 1200 mm/año) y una temperatura baja (< 12 °C).

Tabla 4-18: Precipitación promedio mensual registrada en el RSDJ (Fuente: UAESP, 2014).

Fecha	Precipitación (mm)
nov-13	105,3
dic-13	34,5
ene-14	10
feb-14	22,1
mar-14	26,5
abr-14	58,5
may-14	69,6
jun-14	107,6
jul-14	87,5
ago-14	44,5
sep-14	26,6
oct-14	57,7
nov-14	90,5
Precipitación anual acumulada (mm/año)	740,9

La altura de la capa de residuos en el RSDJ en promedio es de 5 m y la densidad aparente o de compactación de los RSU dispuestos es de 1,297 t/m³ de acuerdo a la información consultada con la UAESP. Dicho valor fue utilizado en el software para la fase de generación de los lixiviados.

Los lixiviados son considerados como aguas residuales con características especiales que se dan debido a diferentes factores tales como la percolación del agua lluvia a través de las capas de residuos sólidos que han sido dispuestos, el grado de compactación de los mismos y la acción de la gravedad. Así como también el contenido de humedad propia de los residuos y el agua generada en los procesos de descomposición. Los lixiviados en su recorrido entre las diferentes capas del relleno, arrastran consigo una serie de sustancias tanto orgánicas como inorgánicas que originalmente estaban en las diferentes fracciones de los residuos.

Para modelar el proceso de generación de lixiviados el EASETECH solamente tiene en cuenta la contribución de la infiltración neta, para la cual se empleó una infiltración de 740,9 mm/año y unas condiciones climáticas de la zona con precipitación media y temperatura baja (Ole U, 2013). En el software la concentración de sustancias en el lixiviado es modelada en periodos de tiempo individuales para un tiempo de cien años. Dependiendo de la edad del lixiviado se considera joven con una edad menor a 5 años, intermedio entre los 5 a 10 años y maduro o viejo cuando es mayor a los 10 años (Torres P., 2014). La calidad de los lixiviados en un relleno sanitario varía en el tiempo, al igual que con el tipo de relleno sanitario que se tenga. Los lixiviados de los rellenos sanitarios en países en desarrollo presentan concentraciones mucho mayores de DBO, amoníaco, metales y sustancias precipitables. La concentración de dichas sustancias contaminantes se explica por los altos contenidos de materia orgánica fácilmente biodegradable (Giraldo E., 2001).

Los lixiviados de las áreas de los rellenos sanitarios que han sido recientemente rellenas producen un lixiviado altamente contaminante, denominado lixiviado joven. A partir de este momento, las concentraciones de las sustancias del lixiviado de una cochada de residuos en el relleno disminuyen continuamente en el tiempo, más, sin embargo, en algunos casos como algunos metales presentan reacciones de óxido-reducción, puede ocurrir que la concentración al inicio del proceso de lixiviación no sea la mayor. Teniendo en cuenta que un relleno sanitario se opera por lustros o décadas, siempre va a haber una parte del

relleno que aporta lixiviado joven, la que se está rellorando en ese momento, mientras que otras partes del relleno tienen lixiviado maduro y otras partes lixiviado viejo (Giraldo E, 2001).

En el año 2012 la empresa CGR Doña Juana llevó a cabo un muestreo de los lixiviados generados en las diferentes Zonas del RSDJ. El muestreo comprendió la caracterización del lixiviado generado en la Zona I, Mansión, Biosólidos, Zona II, Zona IV, Zona VII y Zona VIII. En la Tabla 4-19 se presenta información relacionada al inicio y final de la disposición de residuos en cada una de las zonas mencionadas anteriormente.

Tabla 4-19: Años de inicio y clausura para la disposición de residuos en las diferentes zonas del RSDJ (Fuente: UT Inter DJ, 2014 y Gonzalez E., 2008).

Zona	Inicio disposición RSU	Final disposición RSU	Edad del lixiviado (años)
Zona I	1988	1995	17
Mansión	1995	1995	17
Biosólidos	1996	2011	1
Zona II	1997	1999	13
Zona II Área 3	2008	2009	3
Zona IV	1997	1999	13
Zona VII	1999	2002	10
Zona VIII	2002	2010	2

Para realizar la modelación en el EASETECH se utilizó la información reportada para los lixiviados por UT Inter DJ, atendiendo a la edad del lixiviado estimada basada el año en el que fue realizado el muestreo y el año en el cual se clausuraron cada una de las zonas. De esta forma, para las concentraciones del primer año se utilizaron los datos reportados para la Zona de Biosólidos; para las concentraciones del segundo año se utilizaron los datos para la Zona VIII; para las concentraciones entre los años del 4 al 10 se utilizaron los datos de las Zonas II Área 3 y Zona VII; y para las concentraciones del año 11 a 100 se utilizaron los datos de las Zonas II y VII. Las concentraciones de sustancias en los lixiviados se modelan en períodos de tiempo individuales durante un periodo total de cien años. En la Tabla 4-20 se presenta la información utilizada en el software para el cambio de la composición de los lixiviados generados en el RSDJ.

Tabla 4-20: Cambio en la composición de los lixiviados generados en el RSDJ (Fuente: CGR Doña Juana, 2012 y Gonzalez E., 2008).

Sustancia	Concentración año 1 (mg/L)	Concentración año 2 (mg/L)	Concentración año 4-10 (mg/L)	Concentración año 11-100 (mg/L)
Cd	0,024	0,034	0,023	0,027
Cu	0,074	0,068	0,071	0,053
Cr	0,580*	0,350*	0,020	0,078
DBO	57600,000*	18600,000*	1905,881	355,500
DQO	79980,000*	38357,000*	6502,167	2606,833
Fenoles	0,806	2,642	1,140	0,107
P	36,170	31,422	42,554	38,793
O	0,306	0,363	0,409	0,527
Mn	1,620*	1,370	0,261	0,145
Hg	0,010	0,010	0,016	0,010
Pb	0,303	0,334	0,242	0,328
Ni	0,600*	0,717	0,532	0,500
NH ₃	2407,440	2522,987	1916,340	1531,333
N	3028,000	3145,333	2443,667	2510,000
SST	469,429	529,667	439,857	29,000
Zn	4,95*	0,717	0,823	0,600
As	0,009*	9,500E-4*	3,200E-4*	3,200E-4*
Se	0,007*	0,007*	9,200E-4*	9,200E-4*
Cl	4750,000*	3598,000*	2267,000*	695,000*

* Datos tomados de Gonzalez E., 2008

Debido a que los valores para las variables Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y metales pesados (Cr, Mn, Ni, Zn) reportados por CGR Doña Juana resultaron ser atípicos para el primer y segundo año, se decidió buscar en la literatura local valores que representaran mejor los valores de concentración para un lixiviado joven. Los lixiviados jóvenes se caracterizan por tener concentraciones de DBO, DQO y metales pesados muy altos (Giraldo E, 2001). Gonzalez E. realizó una comparación de la calidad del lixiviado por zonas respecto al tiempo de residencia en el RSDJ, teniendo en cuenta la información existente desde el año 2002 a 2007 de los parámetros fisicoquímicos, caudal y tiempo de residencia. La zona VIII del RSDJ entró en operación desde el año 2002, motivo por el cual se tomaron los valores reportados para el mes de mayo de mismo año y para el año 2004 para cada una de las variables mencionadas anteriormente. Los valores se encuentran relacionados en la Tabla 4-20.

4.2.4.5 Tratamiento de lixiviados

El EASETECH tiene dentro de sus procesos dos tipos de tecnologías que permiten modelar la Planta de Tratamiento de Lixiviados (PTL). La primera es una POTW (estación de depuración) realiza un tratamiento secundario con lodos activados y desinfección del efluente por medio de radiación Ultra Violeta (UV); Se asume que el porcentaje del contaminante que no es removido durante el tratamiento se descarga a una fuente de agua superficial. Mientras que la segunda tecnología es una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) Avedøre (nombre en danés), en donde el tratamiento de los lixiviados está compuesto por procesos de digestión anaerobia, deshidratación e incineración, en donde una vez se realiza el tratamiento, las sustancias son degradadas, o emitidas al aire, al agua o al suelo (Ayala T., 2015).

Para modelar la PTL del RSDJ, se emplearon las eficiencias de remoción reportadas por la UAESP, para los datos estadísticos generales para el sistema de tratamiento de lixiviados. Los valores de remoción implementados en el modelo se presentan en la Tabla 4-21.

Tabla 4-21: Eficiencias de remoción de la PTL para los contaminantes presentes en el lixiviado del RSDJ (Fuente: UAESP, 2015).

Parámetros	Remoción
Cadmio	8,90%
Berilio	7,40%
Molibdeno	61,30%
Litio	27,70%
Vanadio	39,40%
Cobre	36,80%
Mercurio	50,30%
Arsénico	40,60%
Selenio	19,20%
Hierro	81,40%
Manganeso	80,30%
Aluminio	58,30%
Zinc	55,20%
Plomo	57,10%
Cobalto	43,10%
Cromo	50,20%
Níquel	34,30%
Boro	62,20%

Parámetros	Remoción
Fenoles	98,80%
Nitrógeno Amoniacal	84,10%
Solidos Suspendidos Totales	36,30%
DBO	98,40%

Cabe destacar que en el software EASETECH para relacionar los porcentajes de remoción de cualquiera de los contaminantes en el lixiviado se debe realizar la resta entre el 100% y el valor de remoción. Es decir, que, si un contaminante sufre una remoción real del 25%, al relacionarlo en el software se introduciría 75%.

Los valores y las respectivas fuentes consultadas para cada una de las variables requeridas por el EASETECH para la construcción del escenario de relleno sanitario se presentan en el Anexo C.

4.3 AICV para el escenario de compostaje (E2)

Para la realización del ACV para el aprovechamiento de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C mediante la implementación de compostaje, se definieron los límites del sistema y las etapas comprendidas dentro del sistema de gestión de la misma forma como se menciona en el Capítulo 3, Figura 3-1.

A diferencia del escenario inicial (relleno sanitario con aprovechamiento de biogás) se contempla posterior a la etapa de generación de los RSU una etapa de clasificación selectiva en la fuente de generación de los BSU los cuales serán recolectados, transportados hasta la instalación en donde se realizará el proceso de compostaje en hileras, una vez se obtenga el compost, este se transportará hasta los centros de distribución o fincas que requieran de dicha materia prima y finalmente se aplicará en el suelo. En la Figura 4-4 se presenta de manera general el sistema simplificado para el escenario planteado.

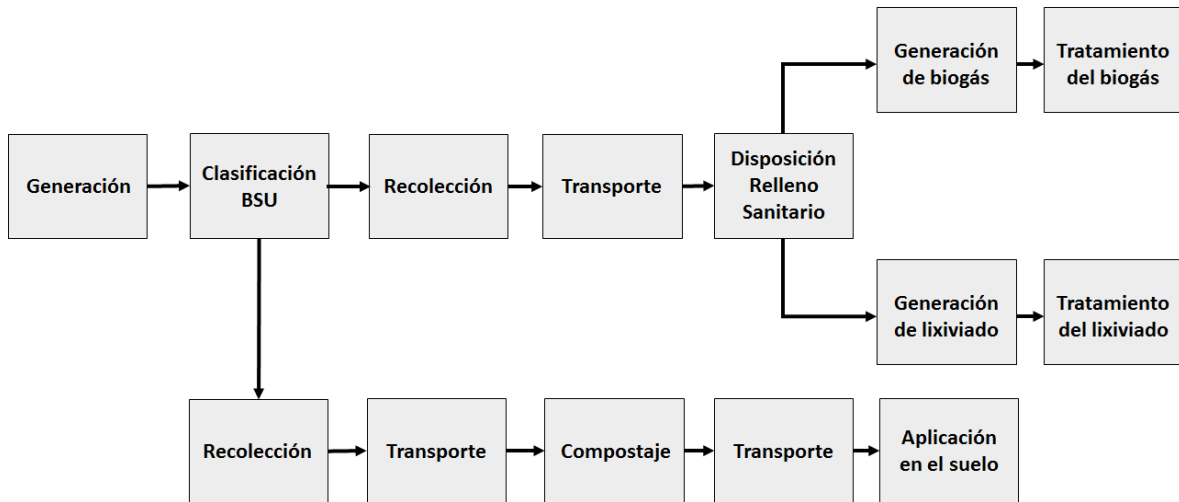


Figura 4-4: Esquema para el ACV del escenario de compostaje (Fuente: autor).

Atendiendo al esquema presentado en la Figura 4-4, en la etapa de clasificación selectiva en la fuente de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C, se contempló un porcentaje de aprovechamiento que está comprendido entre el 25% hasta el 100% de los BSU generados. Estas cifras se evaluaron teniendo en cuenta que la UAESP contempla en el corto-mediano plazo comenzar con el tratamiento y/o valorización de 1000 t de BSU e ir incrementado de forma progresiva la cuota (UAESP, 2016). Considerando que en el RSDJ se disponen 6500 t de RSU por día, de las cuales el 53,22% son BSU (equivalentes a 3459,3 t de BSU) y basados en la información suministrada por la UAESP, la meta propuesta por la entidad equivaldría al 29% sobre el total de los BSU generados en Bogotá D.C, motivo por lo cual se estimó un porcentaje de aprovechamiento del 25% de los BSU. Meta que hasta el año 2018 no se cumple. Para un escenario a largo plazo se estima llegar al aprovechamiento del 100% de los BSU generados en la ciudad.

Cabe destacar que desde la Alcaldía Mayor de Bogotá D.C pasada, se está desarrollando una campaña de aprovechamiento de los BSU. En el RSDJ se realiza un proyecto piloto de compostaje en pilas de las fracciones de residuos de corte de césped y poda de árboles, de los cuales se procesan alrededor de 276,14 t/mes (UAESP, 2016).

Teniendo en cuenta la consideración que los BSU son clasificados selectivamente posteriormente a su generación, el resto de las fracciones de residuos que no son clasificadas en la fuente, siguen el esquema de gestión actual, es decir, que son

recolectados, transportados y dispuestos finalmente en el RSDJ. Para la modelación de esta etapa se utilizó la misma información presentada en el numeral 4.2.

Cualquier tipo de tecnología de compostaje se puede evaluar en el EASETECH: abierta o al aire libre, cerrada, en reactores y a nivel de hogares. Las principales diferencias entre las diferentes tecnologías son el consumo de energía (electricidad y combustible) y el sistema de control de emisiones (Boldrin *et al.*, 2011). Cualquier tipo de residuo biodegradable puede ser compostado en teoría. Pero en la práctica, solamente algunos tipos de residuos orgánicos (BSU) son compostados en plantas en cantidades significativas: residuos de alimentos, jardines y lodos (Boldrin *et al.*, 2009). Para este caso se consideró el aprovechamiento de la fracción de residuos de alimentos.

El escenario de compostaje es modelado en el EASETECH considerando una instalación de compostaje típica en donde inicialmente los residuos son tritutados en un molino de martillos horizontal y se riegan con agua para obtener un contenido de humedad alrededor del 50% (peso húmedo). El proceso de obtención del compost se lleva a cabo en hileras, sobre una plataforma de compostaje cerrada, la cual cuenta con un sistema de ventilación, con gases residuales dirigidos hacia un biofiltro para controlar los olores. Las hileras son ocasionalmente giradas por una máquina volteadora. Una vez es obtenido el compost curado se utiliza una criba de tambor de trommel para producir compost fino. El compost obtenido de este tipo de instalaciones puede ser utilizado para la aplicación directa en el suelo, modificar paisaje en granjas, vivero y terrenos abandonados.

Para realizar la modelación del escenario de compostaje en el software EASETECH se requirió de la comprensión bajo la cual se debe realizar su construcción, es decir, la información requerida por el software para cada una de las etapas que comprende el ACV para el aprovechamiento de los BSU. De modo tal que se realizó una búsqueda de la información requerida para cada una de las etapas presentadas en la Figura 4-4, con excepción de los datos requeridos para el modelamiento del relleno sanitario, para el cual se utilizó la información presentada en el numeral 4.2.4. En la Tabla 4-22 se presenta la información requerida para la construcción del modelo para el escenario de compostaje.

Tabla 4-22: Información requerida por el EASETECH para el modelo ACV del escenario de compostaje (Fuente: autor).

Etapas		Información requerida
Generación		<ul style="list-style-type: none"> • Unidad funcional (kg) (1000 kg RSU) • Composición porcentual por fracción • Caracterización físico-química de los residuos
Clasificación selectiva		<ul style="list-style-type: none"> • Porcentaje de la fracción de BSU que se clasifica en la fuente (%)
Recolección BSU		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible (L/kg residuo) • Tipo de recolección
Transporte BSU		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible por km manejado (L/kg residuo/km recorrido)
Compostaje BSU	Degradación de SV, C y N	<ul style="list-style-type: none"> • Porcentaje de los BSU que son degradados (%) • Consumo de combustible cargador (L/kg residuo) • Consumo de electricidad (kWh/kg residuo) • Emisión al aire de CO (kg/kg residuo) • Emisión al aire de NMVOC (kg/kg residuo)
	Emisiones a la atmosfera	<ul style="list-style-type: none"> • Tasa de oxidación del CO (%) • Tasa de oxidación del CH₄ (%) • Tasa de oxidación del CO₂ (%) • Tasa de oxidación del N₂ (%) • Tasa de oxidación del NH₃ (%) • Tasa de oxidación del N₂O (%)
	Distribución de sólidos totales	<ul style="list-style-type: none"> • Coeficiente de transferencia para las fracciones BSU (%) • Coeficiente de transferencia para rechazos (%)
	Contenido de agua	<ul style="list-style-type: none"> • Porcentaje en peso de la humedad del compostaje (%) • Porcentaje en peso de la humedad de los rechazos (%)
Transporte del Compostaje		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible por km manejado (L/kg residuo/km recorrido)

Etapas	Sub-etapas	Información requerida
Aplicación del compostaje en el suelo	Emisiones directas	<ul style="list-style-type: none"> • Distribución de las emisiones del carbono biogénico (%CO₂ aire, %CH₄ aire y %C capturado/almacenado en el suelo) • Distribución de las emisiones de nitrógeno (%N₂ aire, %N₂O aire, %NH₃ aire, %NO₃ lixivia a aguas subterráneas, %NO₃ escorrentía a aguas superficiales, %N tomado por las plantas y % N capturado en el suelo) • Distribución de las emisiones de fósforo (%P almacenado en el suelo, %PO₃ lixivia a aguas subterráneas, %PO₃ escorrentía a aguas superficiales y %P tomado por las plantas) • Consumo de combustible tractor (L/kg residuo) • Sustitución de Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn (kg /kg residuo)
	Substitución del fertilizante	<ul style="list-style-type: none"> • Distribución de las emisiones del carbono biogénico (%CO₂ aire, %CH₄ aire y %C capturado/almacenado en el suelo) • Distribución de las emisiones de nitrógeno (%N₂ aire, %N₂O aire, %NH₃ aire, %NO₃ lixivia a aguas subterráneas, %NO₃ escorrentía a aguas superficiales, %N tomado por las plantas y % N capturado en el suelo) • Distribución de las emisiones de fósforo (%P almacenado en el suelo, %PO₃ lixivia a aguas subterráneas, %PO₃ escorrentía a aguas superficiales y %P tomado por las plantas) • Composición promedio en el fertilizante de N, K y P (kg /kg N, kg/kg K y kg/kg P) • Sustitución promedio en el fertilizante de Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn (kg /kg N, kg/kg K y kg/kg P)

Cabe realizar la aclaración que para la etapa de generación se utilizó la misma composición, características físico-químicas de los RSU para cada una de las fracciones reportadas por la UAESP en la Tabla 4-3 y la misma unidad funcional.

Los valores y sus respectivas fuentes consultadas para cada una de las variables requeridas por el modelo para la construcción del escenario de compostaje se presentan en el Anexo D.

4.4 AICV para el escenario de digestión anaerobia (E3)

La realización del ACV para el aprovechamiento de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C mediante digestión anaerobia, contempló la definición de los límites del sistema y las etapas comprendidas dentro del sistema de gestión planteado. El modelo estima que posterior a la generación se debe realizar una clasificación selectiva de los BSU de la misma forma como se contempló para el escenario de compostaje.

Los BSU clasificados serán recolectados y transportados hasta la instalación en donde se realizará el proceso de digestión anaerobia. Del proceso de digestión anaerobia se generan dos productos: biogás y digestado. El biogás es recolectado y posteriormente tratado para la producción de energía eléctrica y calor; mientras que el digestado obtenido se transportará hasta los centros de distribución o fincas que requieran de dicha materia prima para aplicarla en el suelo. En la Figura 4-5 se presenta de manera general el sistema simplificado para el escenario planteado.

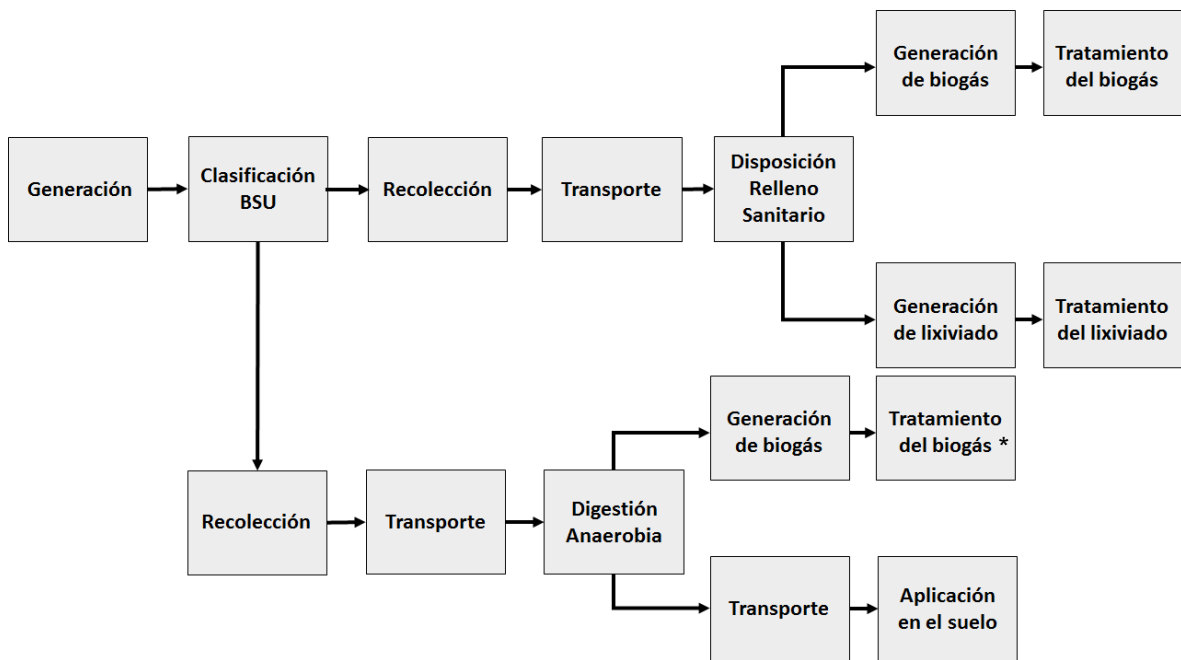


Figura 4-5: Esquema para el ACV del escenario de digestión anaerobia (Fuente: autor).

* La etapa de tratamiento del biogás comprende su combustión y uso como fuente de energía.

Atendiendo al esquema presentado en la Figura 4-5, en la etapa de clasificación de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C, se contempló un porcentaje de

aprovechamiento que está comprendido entre el 25% hasta el 100%. Los porcentajes de aprovechamiento se consideraron de la misma forma como se plantearon para el escenario de compostaje (ver numeral 4.3).

Teniendo en cuenta la consideración que los BSU son clasificados selectivamente posteriormente a su generación. El resto de las fracciones de residuos que no son clasificadas en la fuente, siguen el esquema de gestión actual, es decir, que son recolectados, transpostados y dispuestos finalmente en el RSDJ. Para la modelación de esta etapa se utilizó la misma información presentada en el numeral 4.2.

Las diferentes tecnologías de digestión anaerobia para residuos orgánicos puede ser modelada en el EASETECH: húmeda, seca y semiseca. Las principales diferencias entre estos diferentes tipos de tecnologías consisten en el consumo de energía, emisiones de metano no tratado (sin quemar) y la producción de energía (Boldrin *et al.*, 2011).

En el EASETECH se modeló una planta de digestión anaerobia termofílica húmeda para tratar la fracción de los BSU. Los residuos que se pueden tratar en este tipo de instalaciones son: jardinería, alimentos de restaurantes, mercados y cualquier otro tipo de residuos similares provenientes de zonas urbanas. La tecnología de digestión representa los procesos desarrollados en Europa Occidental. El proceso comienza con la hidrólisis y acidificación en reactores cerrados con la generación de metano. El proceso húmedo considera un contenido de humedad superior al 90%. La temperatura de digestión típicamente se encuentra alrededor de los 53-55 °C para la digestión termofílica. Incluye diferentes variables tales como el uso de energía para llevar el reactor hasta la temperatura termofílica, consumo de diesel para operar la maquinaria en la planta, consumo de energía para bombas, mezcladores, entre otros. Considera adicionalmente la utilización del biogás en forma de electricidad o calor.

Para la construcción del escenario de digestión anaerobia se realizó una búsqueda de la información requerida por el software EASETECH para cada una de las etapas presentadas en la Figura 4-5. Se utilizó en el modelo la misma información recopilada para el escenario actual para las etapas de generación, recolección, transporte y disposición en el RSDJ de las demás fracciones. En la Tabla 4-23 se presenta la información requerida para la construcción del modelo.

Tabla 4-23: Información requerida por el EASETECH para el modelo ACV del escenario de digestión anaerobia (Fuente: autor).

Etapas		Información requerida
Generación		<ul style="list-style-type: none"> • Unidad funcional (kg) • Composición porcentual por fracción • Caracterización físico-química de los residuos
Clasificación selectiva		<ul style="list-style-type: none"> • Porcentaje de la fracción de BSU que se clasifica en la fuente (%)
Recolección BSU		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible (L/kg residuo) • Tipo de recolección
Transporte BSU		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible por km manejado (L/kg residuo/km recorrido)
Digestión Anaerobia	Generación del biogás	<ul style="list-style-type: none"> • Rendimiento de carbono degradable (%) • Medición de CH₄ en el biogás (%) • Pérdida de sólidos volátiles respecto a carbono biogénico • Coeficiente de transferencia para el gas y el digestado (%) • Consumo de electricidad (kWh/ kg residuo) • Consumo de combustible cargador (L/kg residuo)
	Tratamiento del biogás	<ul style="list-style-type: none"> • Emisiones al ambiente una vez las sustancias son transformadas (%) • Generación de calor (kWh/m³ CH₄) • Consumo de energía (kWh/m³ CH₄) • Emisiones NO_x (kg/m³ CH₄) • Emisiones SO₂ (kg/m³ CH₄) • Emisiones N₂O (kg/m³ CH₄) • Emisiones CO (kg/m³ CH₄)
Transporte del Digestado		<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible por km manejado (L/kg residuo/km recorrido)
Aplicación del digestado en el suelo	Emisiones directas	<ul style="list-style-type: none"> • Distribución de las emisiones del carbono biogénico (%CO₂ aire, %CH₄ aire y %C capturado/almacenado en el suelo) • Distribución de las emisiones de nitrógeno (%N₂ aire, %N₂O aire, %NH₃ aire, %NO₃ lixivia a aguas subterráneas, %NO₃ escorrentía a aguas superficiales, %N tomado por las plantas y % N capturado en el suelo) • Distribución de las emisiones de fósforo (%P almacenado en el suelo, %PO₃ lixivia a aguas subterráneas, %PO₃ escorrentía a aguas superficiales y %P tomado por las plantas) • Consumo de combustible tractor (L/kg residuo) • Sustitución de Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn (kg /kg residuo)

Etapas		Información requerida
Aplicación del digestado en el suelo	Substitución del fertilizante	<ul style="list-style-type: none"> • Distribución de las emisiones del carbono biogénico (%CO₂ aire, %CH₄ aire y %C capturado/almacenado en el suelo) • Distribución de las emisiones de nitrógeno (%N₂ aire, %N₂O aire, %NH₃ aire, %NO₃ lixivia a aguas subterráneas, %NO₃ esorrentía a aguas superficiales, %N tomado por las plantas y % N capturado en el suelo) • Distribución de las emisiones de fósforo (%P almacenado en el suelo, %PO₃ lixivia a aguas subterráneas, %PO₃ esorrentía a aguas superficiales y %P tomado por las plantas) • Composición promedio en el fertilizante de N, K y P (kg /kg N, kg/kg K y kg/kg P) • Sustitución promedio en el fertilizante de Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn (kg /kg N, kg/kg K y kg/kg P)

Los valores y sus respectivas fuentes consultadas para cada una de las variables requeridas por el modelo para la construcción del escenario de digestión anaerobia se presentan en el Anexo E.

4.5 AICV para el escenario de incineración (E4)

La realización del ACV para el aprovechamiento de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C mediante incineración, contempló la definición de los límites del sistema y las etapas comprendidas dentro del sistema de gestión planteado. El modelo estima que posterior a la generación se debe realizar una clasificación selectiva de los BSU de la misma forma como se contempló para los otros dos escenarios (compostaje y digestión anaerobia). Los BSU clasificados serán recolectados y transportados hasta la instalación en donde se realizará el proceso de incineración. Dentro del proceso de incineración se realiza el aprovechamiento de la energía por medio de la generación de calor y de electricidad. No fue necesario contemplar la etapa de transporte y disposición de las cenizas generadas durante el proceso debido a que su contribución no es representativa para los fines de la evaluación que se realiza. Los tratamientos de las cenizas generadas en los procesos de incineración frecuentemente no son tenidas en cuenta, principalmente debido a la ausencia de concentraciones altas de metales pesados en las mismas (Clavreul

et al, 2012). En la Figura 4-6 se presenta de manera general el sistema simplificado para el escenario planteado.

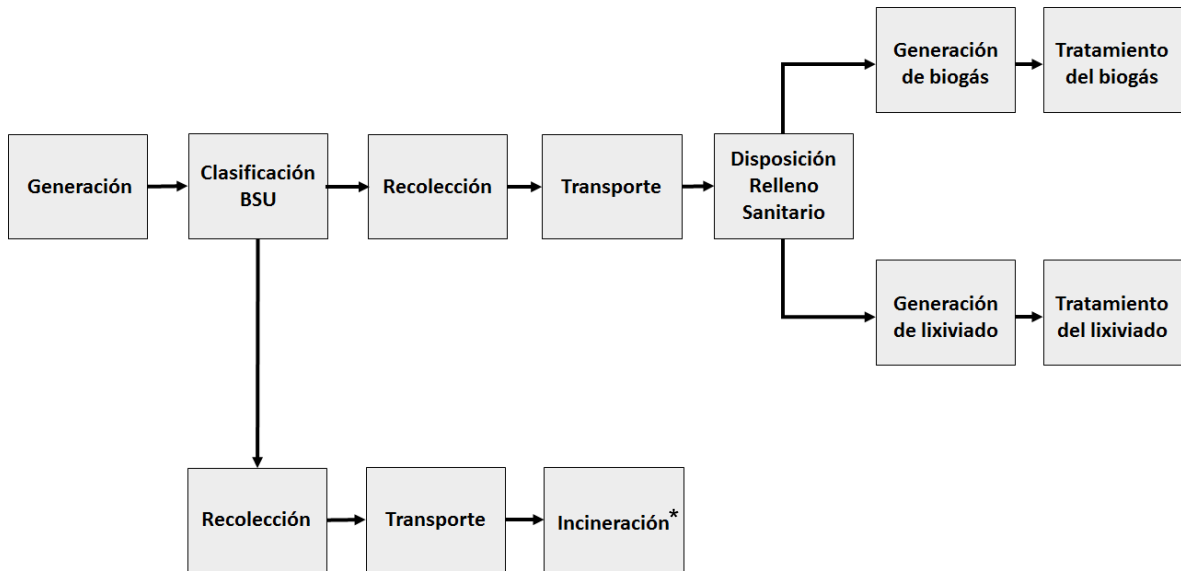


Figura 4-6: Esquema para el ACV del escenario de incineración (Fuente: autor).

* La etapa de incineración comprende la generación de energía y el tratamiento de las emisiones atmosféricas.

Atendiendo al esquema presentado en la Figura 4-6, en la etapa de clasificación de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C, se contempló un porcentaje de aprovechamiento que está comprendido entre el 25% hasta el 100%. Los porcentajes de aprovechamiento se consideraron de la misma forma como se plantearon para los escenarios de compostaje y digestión anaerobia (ver numeral 4.3).

Teniendo en cuenta la consideración que los BSU son clasificados selectivamente posteriormente a su generación. El resto de las fracciones de residuos que no son clasificadas en la fuente, siguen el esquema de gestión actual, es decir, que son recolectados, transportados y dispuestos finalmente en el RSDJ. Para la modelación de esta etapa se utilizó la misma información presentada en el numeral 4.2.

El modelo de incineración realizado por los desarrolladores del EASETECH comprende un proceso genérico de un incinerador danés que incluye la mayoría de los impactos generados al ambiente. Los residuos son incinerados en una línea de horno equipada con parrillas. Posterior al proceso de incineración se consideró la limpieza húmeda de los gases

generados en la combustión. El NO_x se elimina con SNCR (Selective Non-Catalytic Reduction) para lo cual se requiere de la adición de úrea o amonio y las dioxinas se eliminan con carbón activado. Se incluyeron las emisiones del tratamiento de aguas residuales del incinerador en una planta de tratamiento de aguas residuales y las cenizas generadas en el fondo son utilizadas en la construcción de carreteras. La sustitución de energía representa un sistema simple conectado a la red de calefacción del distrito de una central de cogeneración centralizada (EASETECH, 2016).

Para la construcción del escenario de incineración se realizó una búsqueda de la información requerida por el software EASETECH para cada una de las etapas presentadas en la Figura 4-6. Se utilizó para el desarrollo de este escenario la misma información recopilada para el escenario actual (relleno sanitario con aprovechamiento de biogás) para las etapas de generación, recolección, transporte y disposición en el RSDJ de las demás fracciones. En la Tabla 4-24 se presenta la información requerida para la construcción del escenario de incineración de los BSU.

Tabla 4-24: Información requerida por el EASETECH para el modelo ACV del escenario de incineración (Fuente: autor).

Etapas	Información requerida
Generación	<ul style="list-style-type: none"> • Unidad funcional (kg) • Composición porcentual por fracción • Caracterización físico-química de los residuos
Clasificación selectiva	<ul style="list-style-type: none"> • Porcentaje de la fracción de BSU que se clasifica en la fuente (%)
Recolección BSU	<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible (L/kg residuo) • Tipo de recolección
Transporte BSU	<ul style="list-style-type: none"> • Tipo de vehículo • Tipo de combustible empleado • Consumo de combustible por km manejado (L/kg residuo/km recorrido)

Etapas		Información requerida
Incineración	Cambio en el contenido de energía	<ul style="list-style-type: none"> • Cambio en el contenido de energía (MJ/unidad)
	Generación de energía	<ul style="list-style-type: none"> • Coeficiente de transferencia por fracción (%) • Consumo de energía (kWh/MJ Energía) • Generación de calor (kWh/MJ Energía) • Consumo de NaOH (kg/kg residuo) • Consumo de carbón activado (kg/kg residuo) • Consumo de polietileno de alta densidad (kg/kg residuo) • Consumo de CaOH₂ (kg/ kg residuo) • Consumo de HCl (kg/ kg residuo) • Consumo de agua de proceso (kg/kg residuo) • Consumo de CaCO₃ (kg/kg residuo) • Consumo de TMT 15 (kg/kg residuo) • Consumo de NH₃ (kg/kg residuo) • Emisión al aire de CO (kg/kg residuo) • Emisión al aire de dioxinas (kg/kg residuo) • Emisión al aire de HCl (kg/kg residuo) • Emisión al aire de HF (kg/kg residuo) • Emisión al aire de NO_x (kg/kg residuo) • Emisión al aire de SO₂ (kg/kg residuo) • Emisión al aire de Partículas >10µm (kg/kg residuo)

Los valores y sus respectivas fuentes consultadas para cada una de las variables requeridas por el modelo para la construcción del escenario de incineración se presentan en el Anexo F.

4.6 Evaluación de impactos para escenario E1

En la Tabla 4-25 se presentan los resultados para la caracterización del impacto atendiendo a las cuatro categorías seleccionadas. Los resultados para la etapa de relleno sanitario se presentan en un intervalo debido a que como se había mencionado en la metodología se consideró un aprovechamiento del biogás entre el 50% hasta el 80%.

Tabla 4-25: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario actual (E1) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (kgCO ₂ eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kgNMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kgSO ₂ eq/t)	Eutroficación (kgPeq/t)
Recolección RSU	10,7	0,1	0,1	2,6E-06
Transporte RSU	29,6	0,3	0,2	7,1E-06
Relleno Sanitario	317,1 - 523,9	1,0 - 1,1	0,5	1,6E-02
Total	357,3 - 564,1	1,4 - 1,5	0,8	1,6E-02

De acuerdo con el último reporte sobre el Inventario Nacional y Departamental de GEI del IDEAM del año 2016 en el marco de la tercera comunicación nacional de cambio climático, para la ciudad de Bogotá D.C la disposición final de residuos en el RSDJ genera la emisión equivalente de 1302,40 kt CO₂ eq. Para realizar la comparación con respecto al dato reportado se tomaron los valores de caracterización del impacto obtenidos para el relleno sanitario, es decir, 523,14 kg CO₂-eq/t RSU para el aprovechamiento del 50% del biogás y 317,34 kg CO₂-eq/t RSU para el aprovechamiento del 80% del biogás. Dichos valores se multiplicaron por la cantidad de RSU dispuestas anualmente en el RSDJ (2.372.500 tRSU/año), se obtuvieron que las emisiones del relleno son 1242,92 kt de CO₂ eq para el primer caso y 752,29 kt de CO₂ eq para el segundo. Lo cual indicaría que posiblemente en el RSDJ se realiza un aprovechamiento del biogás cercano al 50%.

Cabe destacar que la etapa de relleno sanitario comprende la contribución de diferentes sub-etapas, tales como: construcción y operación del relleno sanitario, oxidación cubierta diaria, oxidación cubierta intermedia, oxidación cobertura final, venteo, combustión y tratamiento en tea, combustión y tratamiento con generación de energía, tratamiento del lixiviado, lixiviado no recogido y almacenamiento de carbono. Los resultados obtenidos para el escenario E1 considerado cada uno de los sub-procesos/sub-etapas se presentan en el Anexo G.

Se tomaron los resultados de normalización de los impactos directamente del software EASETECH, los cuales se presentan en la Tabla 4-26 y la Figura 4-7.

Tabla 4-26: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario actual (E1) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (PE/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (PE/t)	Acidificación Terrestre (PE/t)	Eutrofización (PE/t)
Recolección RSU	0,001	0,002	0,001	4,14E-06
Transporte RSU	0,004	0,005	0,004	1,15E-05
Relleno Sanitario	0,039 - 0,064	0,019 - 0,018	0,011	0,025
Total	0,044 - 0,069	0,025 - 0,022	0,017	0,025

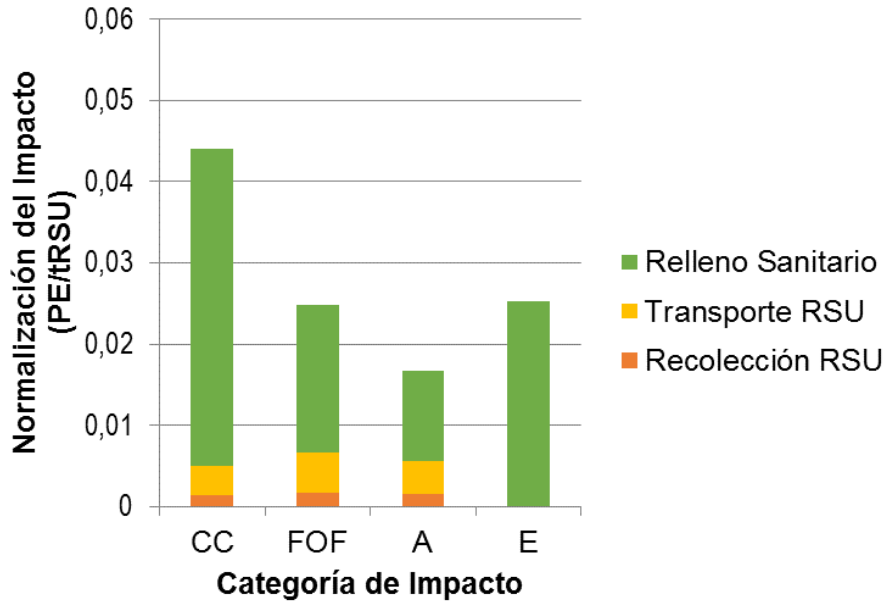


Figura 4-7: Resultados normalización del impacto para el escenario actual para el aprovechamiento del 50% del biogás (Fuente: autor).

CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

Atendiendo a la Figura 4-7, se puede afirmar que los impactos más significativos para el escenario E1 se encuentran asociados a las categorías de cambio climático y eutrofización, seguidos por la formación de oxidantes fotoquímicos y por último acidificación. Siendo el relleno sanitario la etapa que contribuye en mayor proporción a todas las categorías de impacto ambiental evaluadas, seguido por la etapa de transporte de los RSU. El relleno

sanitario es el principal contribuyente para las categorías de impacto de cambio climático, agotamiento de la capa de ozono, formación de smog fotoquímico, eutrofización y uso del suelo (Güereca *et al.*, 2006).

4.7 Evaluación de impactos para escenario E2

En la Tabla 4-27 se presentan los resultados para la caracterización del impacto atendiendo a las cuatro categorías seleccionadas. Los resultados para las diferentes etapas del sistema de gestión se presentan en intervalos debido a que como se había mencionado en la metodología se consideró un aprovechamiento de los BSU comprendido entre el 25% hasta el 100%.

Tabla 4-27: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario de compostaje (E2) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (kg CO ₂ eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC eq/t)	Acidificación Terrestre (kgSO ₂ eq/t)	Eutrofización (kg Peq/t)
Recolección BSU	1,6 - 6,5	0,02 - 0,06	0,01 - 0,05	3,9E-7 - 1,6E-6
Transporte BSU	6,9 - 27,4	0,06 - 0,3	0,05 - 0,2	1,7E-6 - 6,6E-6
Compostaje	66,5 - 265,8	0,2 - 0,8	21,3 - 85,3	4,5E-7 - 1,8E-6
Transporte Compostaje	0,4 - 1,4	0,003 - 0,01	0,003 - 0,01	8,6E-8 - 3,4E-7
Aplicación Compostaje	-0,7 - -2,9	-0,002 - -0,006	-0,001 - -0,004	4,9E-9 - 1,9E-8
Recolección RSU	4,2 - 9,1	0,04 - 0,08	0,03 - 0,06	1,0E-6 - 2,2E-6
Transporte RSU	11,7 - 25,1	0,1 - 0,2	0,08 - 0,2	2,8E-6 - 6,0E-6
Relleno Sanitario	-83,3 - 372,9	0,2 - 0,9	0,1 - 0,5	0,003 - 0,007
Total	230,8 - 481,6	1,5 - 1,51	22,1 - 85,7	0,003 - 0,007

Los resultados obtenidos para el escenario E2 considerado cada uno de los sub-procesos/sub-etapas se presentan en el Anexo H.

Se tomaron los resultados de normalización de los impactos directamente del software EASETECH, los cuales se presentan en la Tabla 4-28 y la Figura 4-8.

Tabla 4-28: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario de compostaje (E2) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (PE/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (PE/t)	Acidificación Terrestre (PE/t)	Eutrofización (PE/t)
Recolección BSU	2,0E-04 - 8,0E-04	2,7E-04 - 1,1E-03	2,3E-04 - 9,1E-04	6,3E-07 - 2,5E-06
Transporte BSU	3,4E-03 - 8,5E-04	1,1E-03 - 4,5E-03	9,6E-03 - 3,8E-03	2,7E-06 - 1,1E-05
Compostaje	3,3E-02 - 8,2E-03	3,5E-03 - 1,4E-02	4,3E-01 - 1,7	7,2E-07 - 2,9E-06
Transporte Compostaje	4,4E-05 - 1,8E-04	5,8E-05 - 2,3E-04	5,0E-05 - 2,0E-04	1,4E-07 - 5,5E-07
Aplicación Compostaje	-9,0E-05 - -3,0E-04	-2,6E-05 - -1,0E-04	-1,9E-05 - -7,5E-05	7,9E-09 - 3,2E-08
Recolección RSU	5,2E-04 - 1,1E-03	6,9E-04 - 1,5E-03	5,9E-04 - 1,3E-03	1,6E-06 - 3,5E-06
Transporte RSU	1,4E-03 - 3,1E-03	1,9E-03 - 4,1E-03	1,6E-03 - 3,5E-03	4,5E-06 - 9,8E-06
Relleno Sanitario	4,6E-02 - -1,0E-02	4,2E-03 - 1,6E-02	2,6E-03 - 9,1E-03	5,4E-03 - 1,1E-02
Total	0,03 - 0,06	0,026 - 0,027	0,4 - 1,7	0,005 - 0,01

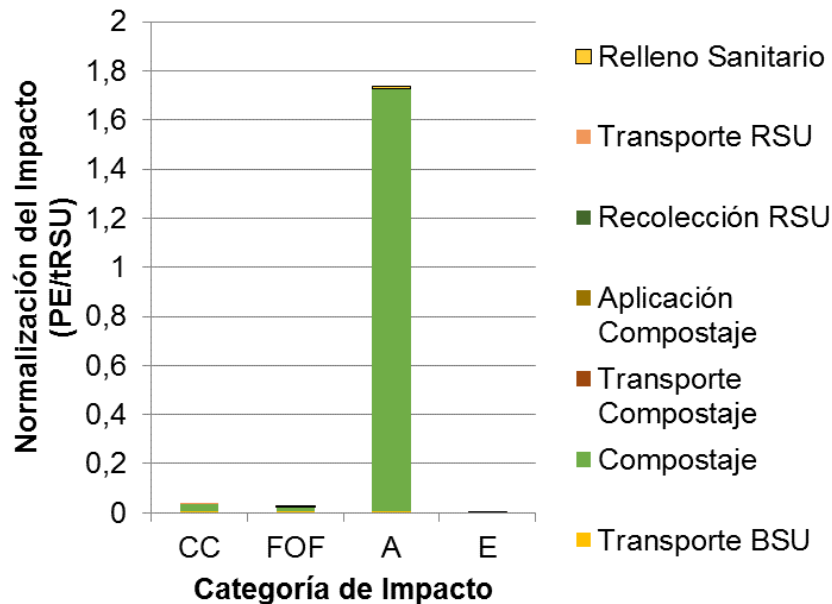


Figura 4-8: Resultados normalización del impacto para el escenario de compostaje por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).

CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

Atendiendo a la Figura 4-8, se puede afirmar que los impactos más significativos para el escenario E2 se encuentran asociados a las categorías de acidificación y formación de oxidantes fotoquímicos, seguidos por cambio climático y por último eutrofización. Siendo el proceso de compostaje la etapa principal que contribuye a las categorías de impacto de acidificación y cambio climático. Mientras que la etapa de relleno sanitario es la que contribuye principalmente a la categoría de impacto de formación de oxidantes fotoquímicos, eutrofización y cambio climático.

4.8 Evaluación de impactos para el escenario E3

En la Tabla 4-29 se presentan los resultados para la caracterización del impacto atendiendo a las cuatro categorías seleccionadas. Los resultados para las diferentes etapas del sistema de gestión se presentan en intervalos debido a que como se había mencionado en la metodología se consideró un aprovechamiento de los BSU comprendido entre el 25% hasta el 100%.

Tabla 4-29: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario de digestión anaerobia (E3) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (kg CO ₂ eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOCeq/t)	Acidificación Terrestre (kg SO ₂ eq/t)	Eutrofización (kg Peq/t)
Recolección BSU	1,6 - 6,5	0,02 - 0,06	0,01 - 0,05	3,9E-07 - 1,6E-06
Transporte BSU	6,9 - 27,4	0,06 - 0,3	0,05 - 0,2	1,7E-06 - 6,6E-06
Digestión Anaerobia	-499,2 - -1997,0	-499,2 - -997,0	-0,9 - 3,6	-3,6E-06 - -1,4E-05
Transporte Digestado	3,9 - 15,6	0,04 - 0,1	0,03 - 0,1	9,4E-07 - 3,8E-06
Aplicación Digestado	-2,4 - -9,5	-0,008 - -0,03	0,01 - 0,06	5,4E-08 - 2,2E-07
Recolección RSU	4,2 - 9,1	0,04 - 0,08	0,03 - 0,06	1,1E-06 - 2,2E-06
Transporte RSU	11,7 - 25,1	0,1 - 0,2	0,08 - 0,2	2,8E-06 - 6,0E-06
Relleno Sanitario	-83,3 - 372,8	0,2 - 0,9	0,1 - 0,4	0,003 - 0,007
Total	-82,2 - -2024,4	-1,9 - 0,7	-0,1 - -3,0	0,003 - 0,007

Los resultados obtenidos para el escenario E3 considerado cada uno de los sub-procesos/sub-etapas se presentan en el Anexo I.

Se tomaron los resultados de normalización de los impactos directamente del software EASETECH, los cuales se presentan en la Tabla 4-30 y la Figura 4-9.

Tabla 4-30: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario de digestión anaerobia (E3) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (PE/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (PE/t)	Acidificación Terrestre (PE/t)	Eutrofización (PE/t)
Recolección BSU	2,0E-04 - 8,0E-04	2,6E-04 - 1,1E-03	2,3E-04 - 9,1E-04	6,3E-07 - 2,5E-06
Transporte BSU	8,5E-04 - 3,4E-03	1,1E-03 - 4,5E-03	9,6E-04 - 3,8E-03	2,7E-06 - 1,1E-05
Digestión Anaerobia	-0,06 - -0,3	-1,1E-03 - -4,7E-02	-1,8E-02 - -7,3E-02	-5,8E-06 - -2,3E-05
Transporte Digestado	4,8E-04 - 1,9E-03	6,4E-04 - 2,6E-03	5,5E-04 - 2,2E-03	1,5E-06 - 6,1E-06
Aplicación Digestado	-2,9E-04 - -1,2E-03	-1,3E-04 - -5,4E-04	2,8E-04 - 1,1E-03	8,7E-08 - 3,5E-07
Recolección RSU	5,2E-04 - 1,1E-03	6,9E-04 - 1,5E-03	5,9E-04 - 1,3E-03	1,6E-06 - 3,5E-06
Transporte RSU	1,4E-03 - 3,1E-03	1,9E-03 - 4,1E-03	1,6E-03 - 3,5E-03	4,5E-06 - 9,8E-06
Relleno Sanitario	-0,01 - 0,05	4,2E-03 - 1,6E-02	2,6E-03 - 9,1E-03	5,4E-03 - 1,1E-02
Total	-0,01 - -0,3	-0,03 - 0,02	-0,002 - -0,06	0,005 - 0,01

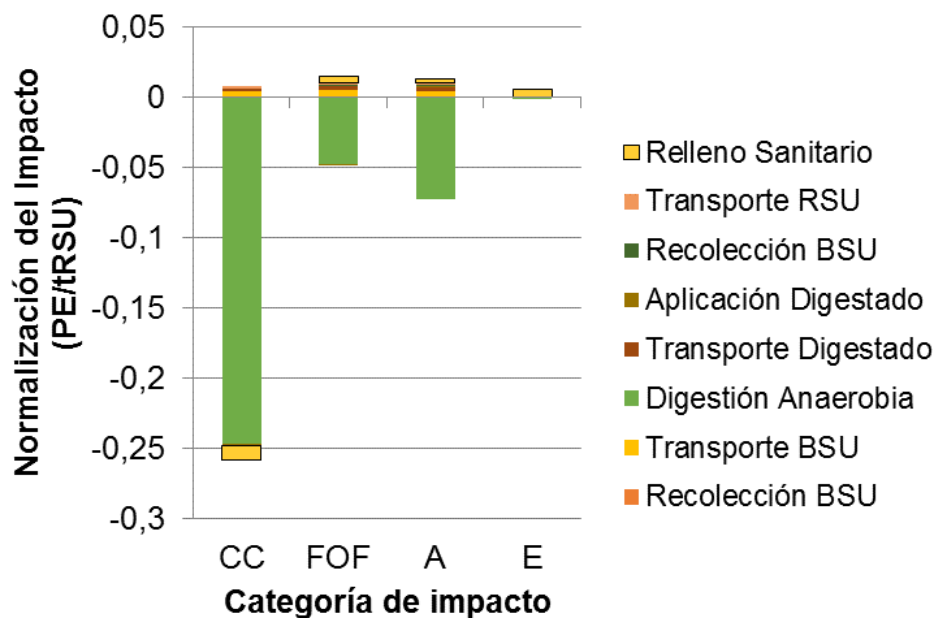


Figura 4-9: Resultados normalización del impacto para el escenario de digestión anaerobia por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor). CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

Atendiendo a la Figura 4-9, se puede afirmar que las categorías de impacto más significativas para el escenario E3 son cambio climático, seguido por acidificación y posteriormente por formación de oxidantes fotoquímicos y eutrofización. Para las tres primeras categorías el escenario E3 genera beneficios ambientales debido a que los factores de caracterización son negativos para la etapa de tratamiento (digestión de los BSU), es decir, que no se generan emisiones que contribuyan a la generación de GEI, por el contrario, dichas emisiones se evitan principalmente por el uso del biogás para la generación de electricidad y/o calor. La etapa de disposición en el relleno sanitario genera impactos ambientales negativos sobre todas las categorías evaluadas, debido a que el escenario fue modelado teniendo en cuenta el aprovechamiento de una parte de los BSU, mientras que el resto de las fracciones seguirían disponiéndose en el RSDJ, lo cual generaría impactos ambientales de la misma forma como se evidencio para el escenario E1.

4.9 Resultados escenario E4 - Incineración

En la Tabla 4-31 se presentan los resultados para la caracterización del impacto atendiendo a las cuatro categorías seleccionadas. Los resultados para las diferentes etapas del sistema de gestión se presentan en intervalos debido a que como se había mencionado en la metodología se consideró un aprovechamiento de los BSU comprendido entre el 25% hasta el 100%.

Tabla 4-31: Resultados caracterización de las categorías de impacto para el escenario de incineración (E4) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (kgCO ₂ eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kgNMVOC eq/t)	Acidificación Terrestre (kgSO ₂ eq/t)	Eutrofización (kgP eq/t)
Recolección BSU	1,6 - 6,5	0,02 - 0,06	0,01 - 0,05	3,9E-07 - 1,6E-06
Transporte BSU	6,9 - 27,4	0,06 - 0,3	0,05 - 0,2	1,6E-06 - 6,6E-06
Incineración	-379,1 - -1516,0	-0,5 - -2,0	-0,8 - -3,2	-1,9E-06 - -7,9E-06
Recolección RSU	4,2 - 9,1	0,04 - 0,08	0,03 - 0,06	1,0E-06 - 2,2E-06
Transporte RSU	11,7 - 25,1	0,1 - 0,2	0,08 - 0,2	2,8E-06 - 6,0E-06
Relleno Sanitario	-83,3 - 372,9	0,2 - 0,9	0,1 - 0,5	0,003 - 0,007
Total	36,5 - -1550,0	0,8 - -1,3	-0,05 - -2,7	0,003 - 0,007

Los resultados obtenidos para el escenario E4 considerado cada uno de los sub-procesos/sub-etapas se presentan en el Anexo J.

Se tomaron los resultados de normalización de los impactos directamente del software EASETECH, los cuales se presentan en la Tabla 4-32 y la Figura 4-10.

Tabla 4-32: Resultados para la normalización de los impactos para el escenario de incineración (E4) (Fuente: autor).

Etapa	Cambio climático (PE/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (PE/t)	Acidificación Terrestre (PE/t)	Eutrofización (PE/t)
Recolección BSU	2,0E-04 – 8,0E-04	2,7E-04 - 1,1E-03	2,3E-04 - 9,1E-04	6,3E-07 - 2,5E-06
Transporte BSU	3,4E-03 - 8,5E-04	1,1E-03 - 4,5E-03	9,6E-03 - 3,8E-03	2,7E-06 - 1,1E-05
Incineración	-0,05 - -0,2	-0,009 - 9,3	-0,02 - -0,06	-3,2E-06 - -1,3E-05
Recolección RSU	5,2E-04 - 1,1E-03	6,9E-04 - 1,5E-03	5,9E-04 - 1,3E-03	1,6E-06 - 3,5E-06
Transporte RSU	1,4E-03 - 3,1E-03	1,9E-03 - 4,1E-03	1,6E-03 - 3,5E-03	4,5E-06 - 9,8E-06
Relleno Sanitario	4,6E-02 - -1,0E-02	4,2E-03 - 1,6E-02	2,6E-03 - 9,1E-03	5,4E-03 - 1,1E-02
Total	0,005 - -0,2	0,01 - -0,02	-0,001 - -0,05	0,01 - 0,005

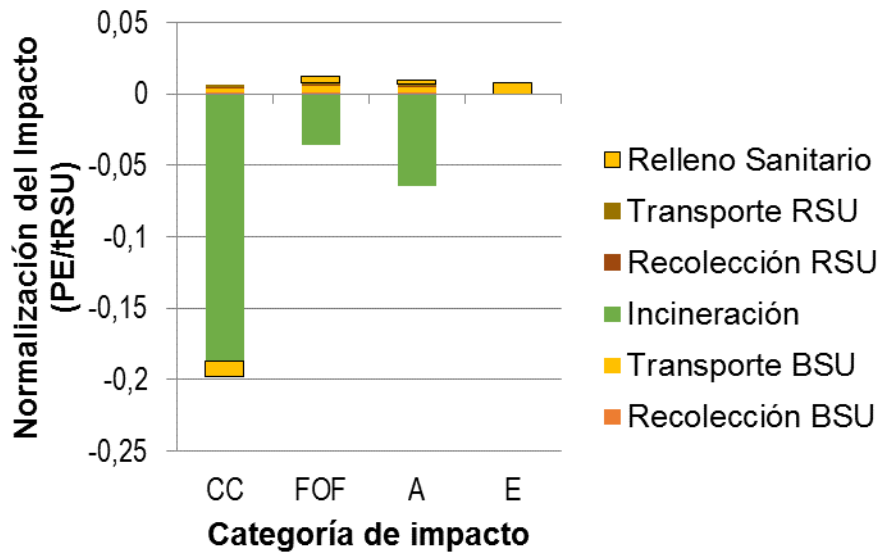


Figura 4-10: Resultados normalización del impacto para el escenario de incineración por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).

CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

Atendiendo a la Figura 4-10, se puede afirmar que las categorías de impacto más significativas para el escenario E4 son cambio climático y acidificación, seguido por

formación de oxidantes fotoquímicos y eutrofización. El proceso de incineración contribuye a la minimización de los impactos de cambio climático, acidificación y formación de oxidantes fotoquímicos. Para estas últimas categorías se generan beneficios en términos ambientales al haberse obtenido un valor de caracterización negativo, debido a que dentro del modelo el módulo de incineración comprendió el aprovechamiento energético de los BSU en forma de calor y energía eléctrica y adicionalmente en la instalación de incineración se realiza el tratamiento de los gases. Mientras que la etapa de relleno sanitario es la que contribuye principalmente a la categoría de impacto de eutrofización, formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación.

4.10 Comparación de la evaluación de impactos entre escenarios por categoría

A continuación, se presenta un análisis con mayor profundidad de los resultados obtenidos para la comparación de cada uno de los escenarios planteados y atendiendo a las cuatro categorías de impacto evaluadas.

4.10.1 Categoría de impacto de cambio climático

En la Figura 4-11 y Figura 4-12 se presenta la comparación entre los resultados obtenidos para los cuatro escenarios evaluados atendiendo a la categoría de impacto de cambio climático. Por un lado, se presentan los valores calculados en el software EASETECH para la caracterización del impacto (ver Figura 4-11) y del otro la contribución porcentual que realiza cada una de las etapas sobre el impacto (ver Figura 4-12).

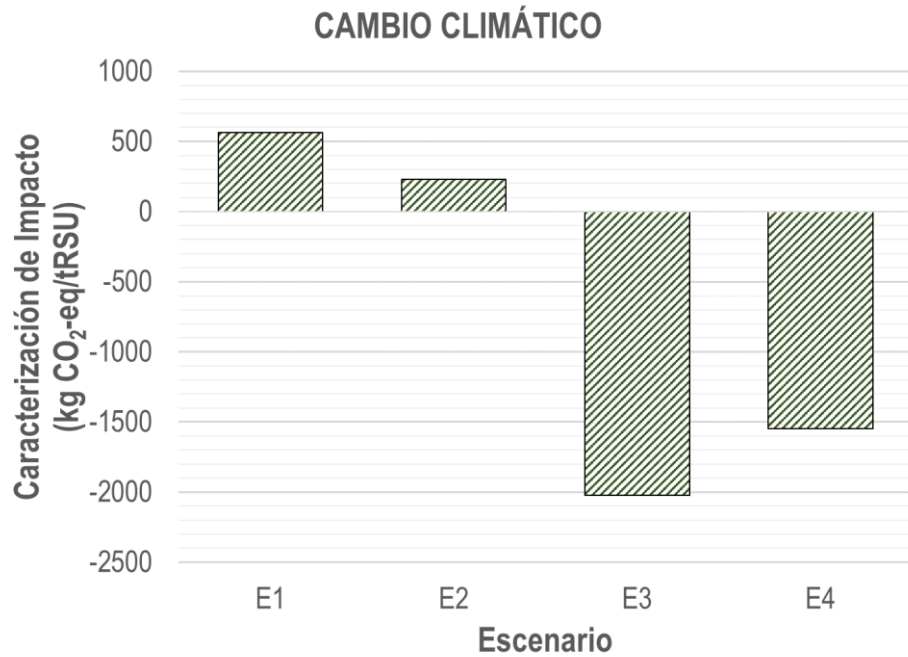


Figura 4-11: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de cambio climático (Fuente: autor).

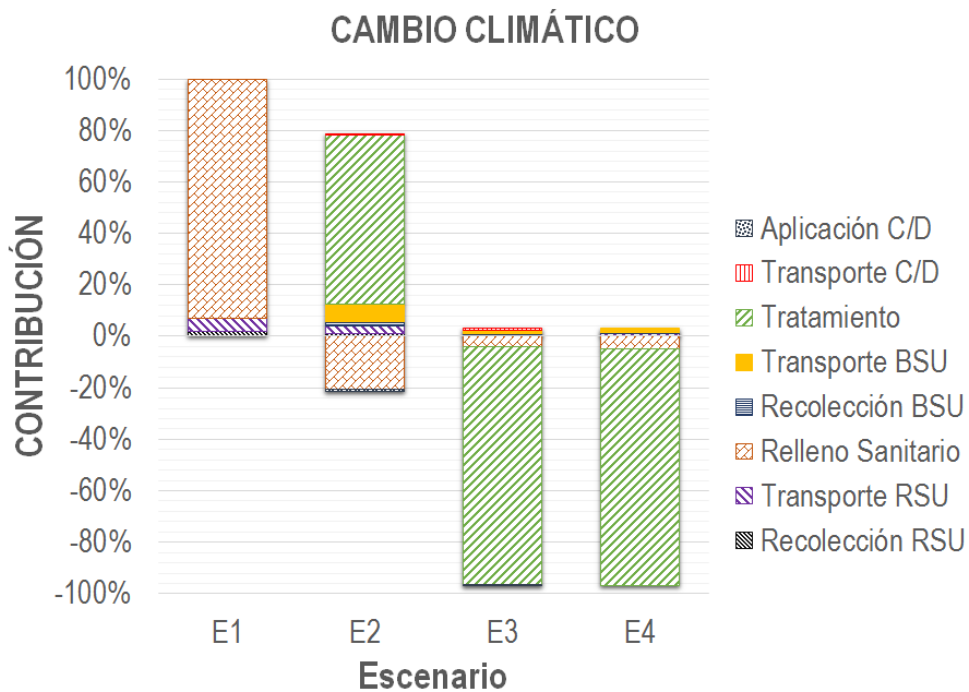


Figura 4-12: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de cambio climático (Fuente: autor).

C: Compost; D: Digestado; BSU: Biorresiduos Sólidos Urbanos; RSU: Residuos Sólidos Urbanos; E1: Escenario base (RSDJ con aprovechamiento de biogás); E2: Compostaje BSU; E3: Digestión Anaeróbica BSU; E4: Incineración BSU.

Respecto a la categoría de impacto de cambio climático, se encuentra que el peor escenario es el E1, el cual obtuvo un valor promedio de caracterización de 534,10 kg CO₂ eq/t residuo (para un aprovechamiento del biogás del 50% se obtuvo un valor de 564,2 534,10 kg CO₂ eq/t y para el aprovechamiento del 80% un valor de 357,3 kg CO₂ eq/t). Realizando una comparación con otros estudios se encuentra que Mendes et al. (2004) obtuvieron un valor alrededor de 900 kg CO₂ eq/t residuo en la ciudad de Sao Paulo en Brasil; Miliute and Staniskis (2010) obtuvieron un valor de 1135 kg CO₂ eq/t residuo en la región de Alytus (Lithuania); Gunumantha y Sarto (2012) obtuvieron un valor de 188 kg de CO₂ eq/t residuo para tres ciudades en la región de Yogyakarta en Indonesia; Ayala (2015) obtuvo un valor de 2910 kg CO₂ eq/t residuo para la ciudad de Cali en Colombia y Liu et al. (2017) obtuvo un valor de 259,5 kg CO₂ eq/t y 169,0 kg CO₂ eq/t para dos escenarios con relleno sanitario con quema de biogás en tea y con generación de energía respectivamente en China. De acuerdo a lo mencionado anteriormente, se puede afirmar que los valores obtenidos en este estudio para el escenario E1 se encuentran dentro de los órdenes de magnitud reportados por otros autores; el resultado es ligeramente inferior debido a que en el RSDJ se realiza la captura, combustión en tea y generación de energía con el biogás; sin su aprovechamiento, dicha categoría ascendería hasta un valor de 1046,89 kg CO₂ eq/t residuo.

Para la misma categoría de impacto el mejor escenario es el E3, el cual obtuvo un valor de caracterización de -2024,40 kg CO₂ eq/t residuo. En la literatura se ha descrito que, desde el punto de vista ambiental, las plantas de digestión anaerobia son mejores que otras tecnologías de tratamiento debido a que no requieren de una fuente de potencia externa (Fernández-Nava et al, 2014). Vergara et al (2014) estudiaron la gestión de residuos en California, concluyendo que la gestión de la fracción de BSU a través de la implementación de plantas de digestión anaerobia ayuda a reducir la emisión de GEI. Este resultado se justifica debido a que en el proceso de digestión anaerobia se utiliza el biogás para la generación de calor y electricidad, sin necesidad de quemar combustibles fósiles.

Adicionalmente, se destaca la diferencia entre los resultados obtenidos para la categoría de cambio climático entre los escenarios E2 y E3, evidenciándose una disminución de las emisiones gaseosas en los dos casos, pero especialmente para el escenario E3. Esto se justifica debido a que las emisiones gaseosas en forma de metano (CH₄), óxidos de nitrógeno (N₂O) y amoníaco (NH₃) son considerados como la principal causa de generación

de impactos para el escenario de compostaje, así como también para el consumo de energía (Colón et al, 2012). Para el caso de la digestión anaerobia, las emisiones gaseosas son menores en comparación al compostaje debido a que el proceso se realiza dentro de reactores cerrados y adicionalmente se realiza el tratamiento del biogás con el aprovechamiento de la energía (Colón et al, 2015).

En un contexto de calentamiento global, el escenario E2 contribuye a la generación de emisiones, así como también a su disminución. El cambio en la emisión de GEI no es significativo en relación al escenario E1 debido a que los procesos de degradación de la materia orgánica contribuyen a la generación de gases y de otro lado el uso de energía externa es necesario para la operación de maquinaria pesada, específicamente, consumo de diésel en la maquinaria para el proceso de volteo de las pilas de compostaje o la acomodación de los residuos recibidos en la instalación.

El escenario E4 también genera beneficios ambientales en términos de cambio climático, al tener un factor de caracterización negativo de -1550,00 kg CO₂ eq/t residuo. Smith y Brown (2002) reportaron que la incineración de biorresiduos fermentables genera beneficios con respecto a la emisión de GEI, especialmente si la incineración incluye la generación de electricidad y calor. Aspecto que fue considerado al momento de construir el escenario en el software.

Analizando las contribuciones sobre el impacto general para la categoría de cambio climático, atendiendo a la Figura 4-12, la etapa de relleno sanitario realiza la mayor contribución para el escenario E1. El relleno sanitario es el principal contribuyente para la categoría de cambio climático debido a la emisión de CH₄, CO₂ y en menor proporción a las de N₂O, los cuales son considerados como los principales GEI (Rajaeifar *et al.*, 2015). Destacando que en el escenario E2 la contribución de la elaboración de compost es mayor en comparación al aporte realizado por el relleno sanitario. Mientras que para los escenarios E3 y E4 los aportes son realizados por las etapas de tratamiento, es decir, la digestión y la incineración de los BSU, generando beneficios en términos ambientales, seguidos por la etapa de relleno sanitario. Los beneficios mencionados son debidos a la recuperación de energía y/o calor en los dos escenarios (E3 y E4) conllevando a evitar impactos adversos para esta categoría (Rajaeifar *et al.*, 2015).

La etapa de transporte de los RSU no realiza un aporte superior al 5% en cada uno de los escenarios, así como los aportes de las etapas de recolección, aplicación y transporte de

los BSU no son significativos. En el ACV realizado para la ciudad de Teherán, Irán se obtuvo un resultado similar al descrito anteriormente, en donde la contribución de cada proceso mostró que la disposición en relleno sanitario, el compostaje y el transporte generan los principales impactos, mientras que la incineración y la digestión anaeróbica contribuyen a la minimización de los impactos para la categoría de cambio climático (Rajaeifar *et al.*, 2015).

Un aprovechamiento de los BSU comprendido entre el 25% hasta el 100% generaría una disminución en la emisión de GEI, como se puede observar en la Figura 4-11, al comparar los resultados obtenidos para el escenario E1 respecto a los demás escenarios. Cuando la fracción biodegradable es tratada mediante plantas de compostaje y de digestión anaeróbica, una disminución significativa en el potencial de calentamiento global puede ser alcanzado (Mendes *et al.*, 2003). La disminución para esta categoría sería del orden de 33% (356,200 kg CO₂ eq/t residuo) si se llegara a considerar el escenario E2 y del 329% (-1053,310 kg CO₂ eq/t residuo) para el escenario E3.

4.10.2 Categoría de impacto de formación de oxidantes fotoquímicos

En la Figura 4-13 y Figura 4-14 se presenta la comparación entre los resultados obtenidos para los cuatro escenarios evaluados atendiendo a la categoría de impacto de formación de oxidantes fotoquímicos. Por un lado, se presentan los valores calculados en el software EASETECH para la caracterización del impacto (ver Figura 4-13) y del otro la contribución porcentual que realiza cada una de las etapas sobre el impacto (ver Figura 4-14).

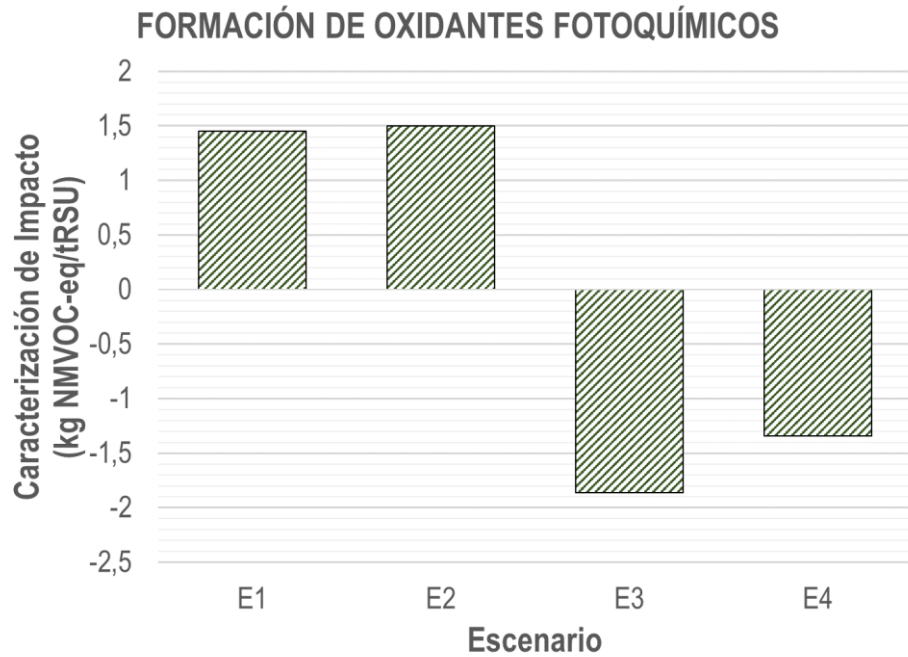


Figura 4-13: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de formación de oxidantes fotoquímicos (Fuente: autor).

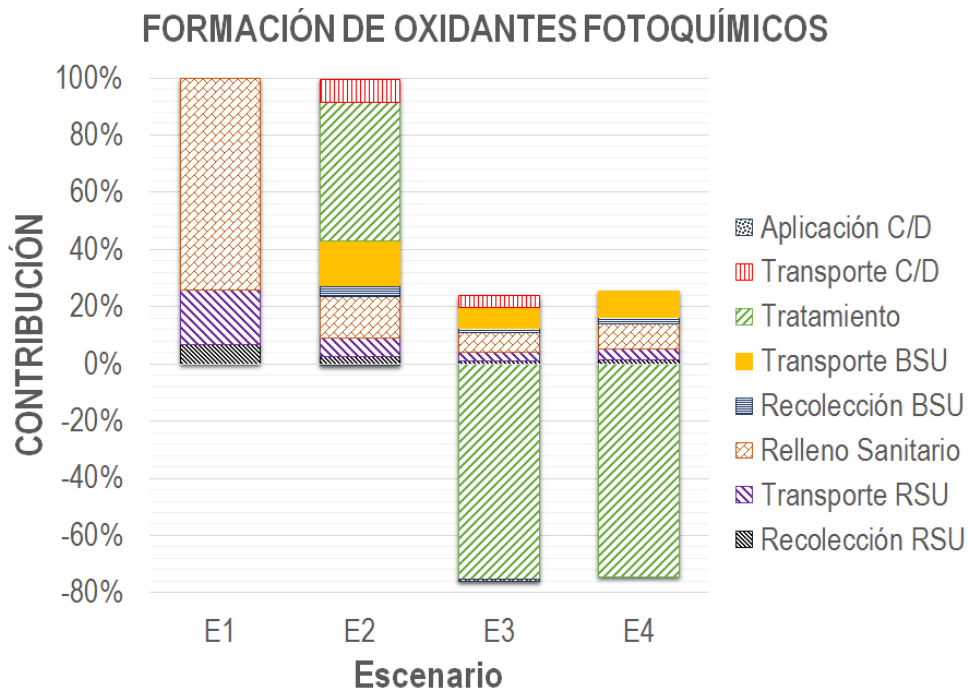


Figura 4-14: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de formación de oxidantes fotoquímicos (Fuente: autor). C: Compost; D: Digestado; BSU: Biorresiduos Sólidos Urbanos; RSU: Residuos Sólidos Urbanos; E1: Escenario base (RSDJ con aprovechamiento de biogás); E2: Compostaje BSU; E3: Digestión Anaeróbica BSU; E4: Incineración BSU.

Atendiendo a la caracterización de los impactos representada en la Figura 4-13, se observa que el escenario que genera mayor cantidad de oxidantes fotoquímicos es el escenario E2, seguido por el escenario E1, mientras que para el caso de los escenarios E3 y E4 no es significativa la formación de estas sustancias en comparación a los dos escenarios iniciales. De otro lado, para el escenario E3 y E4 los valores de caracterización obtenidos son negativos, lo cual representaría la generación de beneficios en términos ambientales. De acuerdo a los valores obtenidos, se afirma que los peores escenarios para la gestión de los BSU en Bogotá D.C atendiendo a esta categoría de impacto es el tratamiento/aprovechamiento mediante compostaje y relleno sanitario y el mejor escenario sería el tratamiento/aprovechamiento a través de digestión anaeróbica, seguido por el escenario de incineración.

Para el escenario E1 se obtuvo un valor de caracterización de 1,451 kg NMVOC eq/t residuo. Valor que es menor en comparación al reportado por Ayala (2015) de 2,130 kg NMVOC eq/t residuo para el estudio de caso realizado en la ciudad de Cali, Colombia. La diferencia entre los dos resultados se debe principalmente a que en el RSDJ se captura el biogás y se realiza su combustión, bien sea en tea o en motor de combustión interna, mientras que en el relleno sanitario de El Guabal no se realiza la captura y tratamiento del biogás, generando emisiones directas hacia la atmósfera. Siendo el relleno sanitario la principal etapa que contribuye con el 58,60% para la categoría de impacto de formación de oxidantes fotoquímicos (Ayala, 2015).

Analizando las contribuciones realizadas por cada una de las etapas para las diferentes opciones de tratamiento de los BSU, de acuerdo a la Figura 4-14, se afirma que para los escenarios E1 el relleno sanitario es la etapa que realiza la principal contribución del 74%, de la misma forma como lo reporta Ayala (2015) para el caso del relleno sanitario en Cali, Colombia, seguida por la etapa de transporte. La diferencia entre estos dos resultados es debida a que el sistema de gestión de la ciudad de Cali comprende una estación de transferencia, lo que implica que esta etapa junto con la de transporte hasta el relleno realice mayores contribuciones y se vean reflejadas en una menor participación del relleno sanitario.

Para el escenario E2 el relleno sanitario es la etapa que realiza la mayor contribución después de la etapa de tratamiento, con un valor del 16%, mientras que los demás escenarios dicha etapa no realiza aportes considerables. Mientras que para los escenarios

E2, E3 y E4 la etapa de tratamiento es la que realiza la principal contribución seguida por el relleno sanitario. Cabe destacar que para los escenarios E3 y E4 la contribución realizada por el tratamiento es negativa, motivo por el cual la caracterización general para el impacto es negativa, lo cual significa que dichos escenarios tienen los mejores desempeños ambientales atendiendo a la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos.

La emisión de estos compuestos contribuye a la formación de ozono a nivel de la superficie, conocido también como ozono fotoquímico, cuyas principales fuentes de generación son debidas a la oxidación de COV y CO bajo la presencia de óxidos de nitrógeno (NO_x) y luz solar. Las principales fuentes asociadas a la formación de ozono fotoquímico son las emisiones de NO_x de los procesos de incineración, COV de rellenos sanitarios, recolección y transporte de residuos (Christensen et al., 2011). Aspecto que mantiene relación con los resultados obtenidos en el presente estudio.

Si se llegara a contemplar el aprovechamiento de los BSU entre un 25% hasta el 100% la formación de oxidantes fotoquímicos se podría incrementar hasta un valor de caracterización de 1,498 kg NMVOC eq/t residuo al implementarse el escenario E2, lo cual equivaldría a un aumento del 3% con respecto al escenario base. Mientras que si se contemplara la aplicación del escenario E3 se conseguiría un valor de caracterización de -1,859 kg NMVOC eq/t residuo (equivalente a una disminución del orden del 228%) y para el escenario E4 un valor de -1,343 kg NMVOC eq/t residuo (equivalente a una disminución del orden del 193%).

4.10.3 Categoría de impacto de acidificación

En la Figura 4-15 y Figura 4-16 se presenta la comparación entre los resultados obtenidos para los diferentes escenarios evaluados para la categoría de impacto de acidificación. Por un lado, se presentan los valores calculados en el software EASETECH para la caracterización del impacto (ver Figura 4-15) y del otro la contribución porcentual que realiza cada una de las etapas sobre el impacto (ver Figura 4-16).

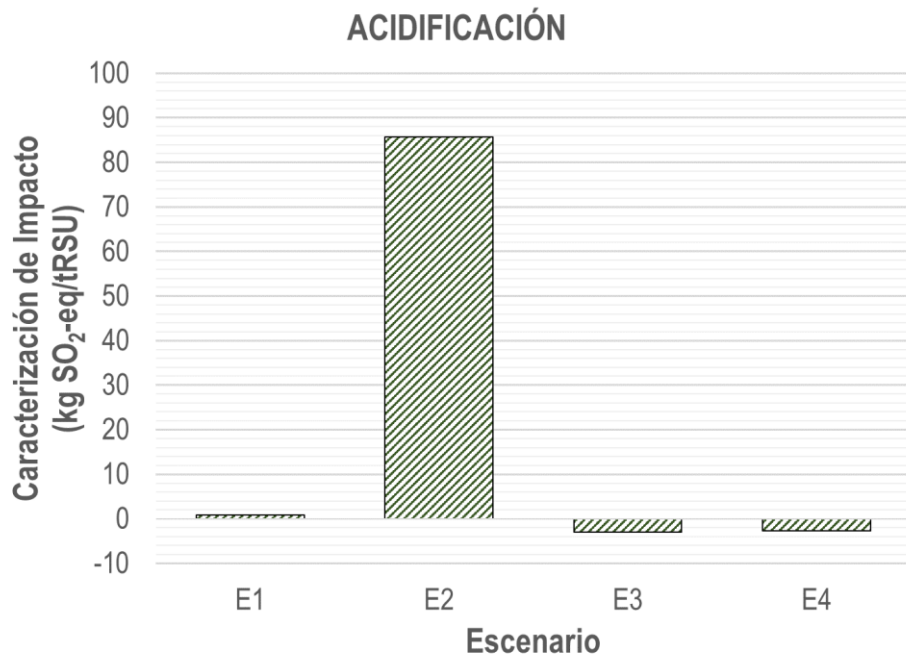


Figura 4-15: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de acidificación (Fuente: autor).

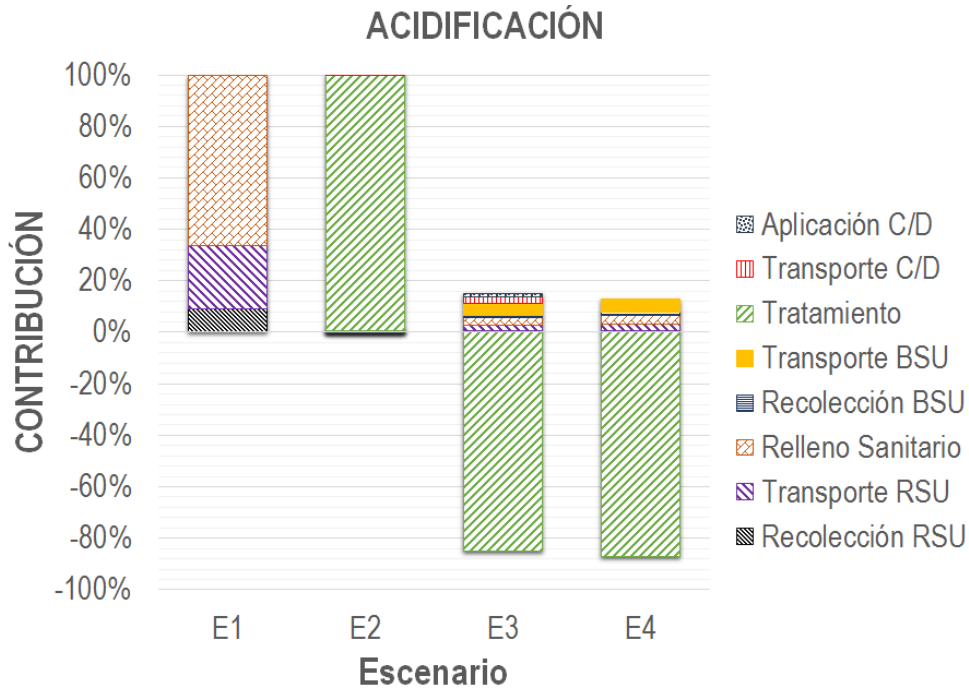


Figura 4-16: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de acidificación (Fuente: autor).

C: Compost; D: Digestado; BSU: Biorresiduos Sólidos Urbanos; RSU: Residuos Sólidos Urbanos; E1: Escenario base (RSDJ con aprovechamiento de biogás); E2: Compostaje BSU; E3: Digestión Anaerobia BSU; E4: Incineración BSU.

Atendiendo a la Figura 4-15 se observa que el escenario que realiza una mayor contribución a la categoría de acidificación es el escenario E2, seguido por el E1 y posteriormente por el E3 y E4. Para el escenario E2 se obtuvo un valor de caracterización del impacto de 85,728 kg SO₂ eq/t residuo, dicho valor de caracterización es significativamente alto debido a que durante el proceso de elaboración de compost se genera la emisión de sustancias gaseosas en forma de óxido nitroso (N₂O) y amonio (NH₃) los cuales son considerados como la causa principal de los impactos en el proceso de compostaje (Colón *et al.*, 2012).

Para el escenario E1 se obtuvo un valor de 0,827 kg SO₂ eq/t residuo. Valor que mantiene el mismo orden de magnitud al reportado por Ayala (2015) de 0,530 kg SO₂ eq/t residuo para el estudio de caso realizado en la ciudad de Cali, Colombia y al reportado por Mendes *et al.* (2004) de 0,30 kg SO₂ eq/t residuo para la ciudad de Sao Paulo, Brasil.

Realizando una comparación entre los resultados obtenidos para los diferentes escenarios evaluados y cada una de las categorías de impacto, se obtuvieron valores altos para la categoría de acidificación en el escenario de compostaje. Para el escenario E4 se observa un valor de caracterización negativo debido a que en el proceso de incineración se generan emisiones atmosféricas, principalmente de sustancias como SO_x, NO_x, NH₃ y dioxinas las cuales son tratadas mediante torres de lavado y procesos de limpieza de los gases mediante el uso de carbón activado (Torre, 2012). De otro lado, para el escenario de digestión anaerobia se obtuvo un mejor desempeño en la misma categoría debido a que las emisiones gaseosas generadas durante el proceso son menores para estos compuestos porque el gas generado es tratado antes de ser utilizado o emitido (Colón *et al.*, 2015). Mendes *et al.* (2003) obtuvo que el escenario de compostaje presentó el mayor potencial de impacto debido a las emisiones gaseosas de amoníaco, mientras que el escenario de digestión anaerobia presentó el menor potencial de impacto, ya que durante el tratamiento no se generan emisiones de gases ácidos.

Las principales fuentes de emisión de óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxidos de azufre (SO_x) en los sistemas de tratamiento de los residuos sólidos son los procesos de transporte y otros procesos donde se utiliza diésel como combustible, siendo estas las principales fuentes generadoras de acidificación (Christensen *et al.*, 2011). Dicha tendencia se observó únicamente en el escenario E1 en donde la etapa de transporte realizó una contribución del 25%.

Atendiendo a la Figura 4-16 se identifica que la etapa de tratamiento para los escenarios E2, E3 y E4 es el principal contribuyente para la categoría de impacto de acidificación. Se observan contribuciones negativas en los escenarios E3 y E4, lo cual explica el bajo resultado obtenido en la caracterización del impacto para dichos escenarios. Mientras que para el escenario E1 el contribuyente principal es la etapa de relleno sanitario, seguido de la etapa de transporte que realiza una contribución del 25% aproximadamente para la misma categoría. De acuerdo a Güereca et al. (2006) si se eliminara el proceso de recolección y transporte del análisis realizado en su estudio, el compostaje sería la principal causa de acidificación, lo cual concuerda con lo reportado por Eriksson (2010) y Mendes et al. (2003).

En los escenarios E3 y E4 la etapa de tratamiento es la única que realiza una contribución negativa, lo cual tiene relación con los resultados obtenidos para la caracterización del impacto mostrado en la Figura 4-15.

Si se llegara a contemplar el aprovechamiento de los BSU entre un 25% hasta el 100% la acidificación terrestre se podría incrementar hasta un valor de caracterización de 85,728 kg SO₂ eq/t si se contemplara el aprovechamiento de los BSU mediante la elaboración de compostaje, mientras que si se contemplara la aplicación del escenario E3 se conseguiría un valor de -2,972 kg SO₂-eq/t residuo (equivalente a una disminución del orden del 359%) y se conseguiría un valor de -2,723 kg SO₂ eq/t si se llegara a contemplar la aplicación del escenario E4 (equivalente a una disminución del orden del 329%).

4.10.4 Categoría de impacto de eutrofización

En la Figura 4-17 y Figura 4-18 se presenta la comparación entre los resultados obtenidos para los diferentes escenarios evaluados para la categoría de impacto de eutrofización. Por un lado, se presentan los valores calculados en el software EASETECH para la caracterización del impacto (ver Figura 4-17) y del otro la contribución porcentual que realiza cada una de las etapas sobre el impacto (ver Figura 4-18).

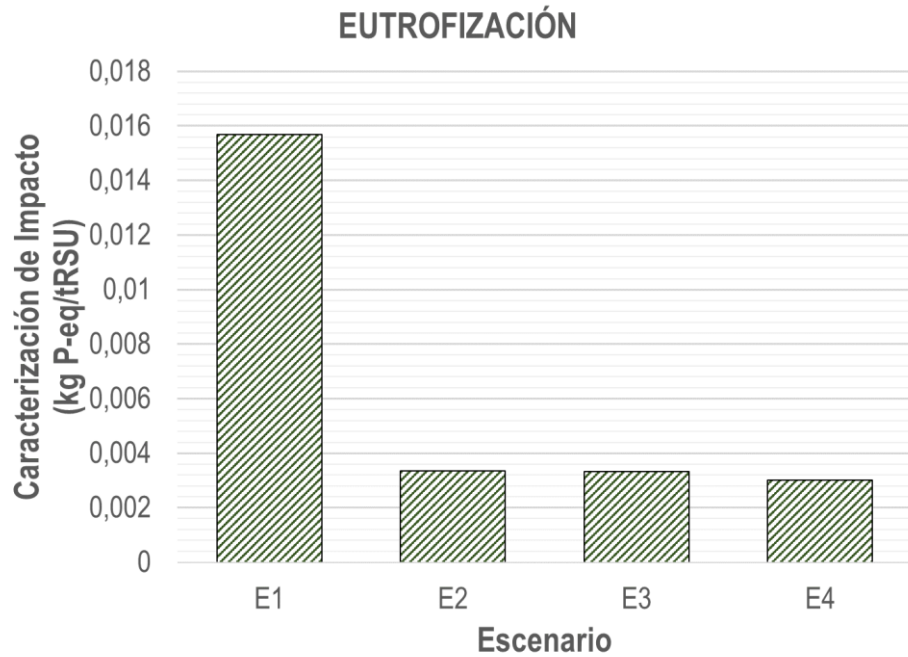


Figura 4-17: Comparación entre escenarios para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la caracterización del impacto de eutrofización (Fuente: autor).

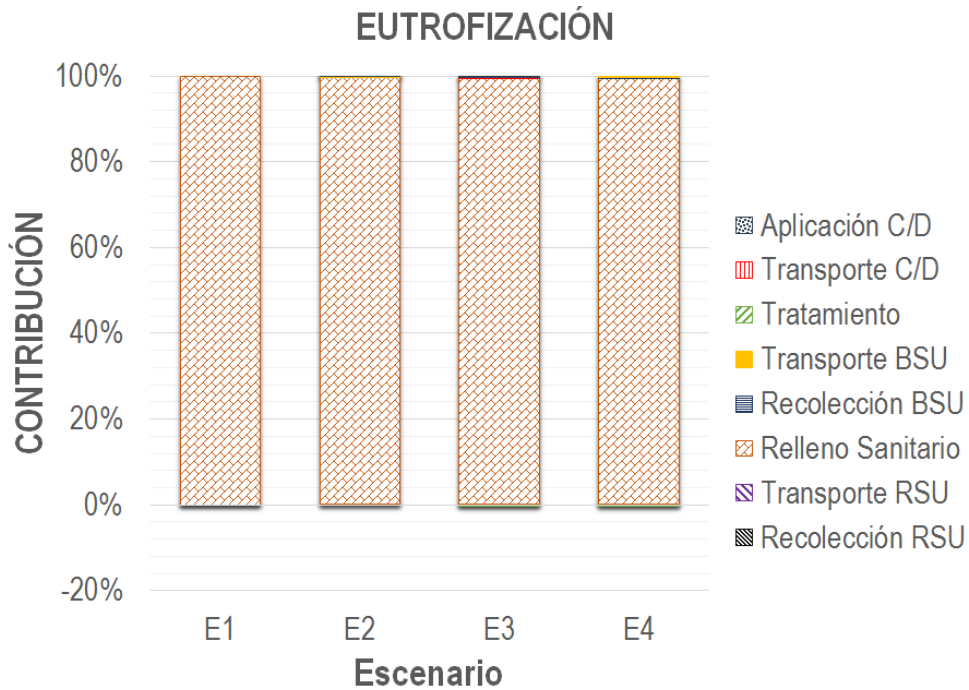


Figura 4-18: Contribución por etapas para el aprovechamiento del 100% de los BSU para la categoría de impacto de eutrofización (Fuente: autor).

C: Compost; D: Digestado; BSU: Biorresiduos Sólidos Urbanos; RSU: Residuos Sólidos Urbanos; E1: Escenario base (RSDJ con aprovechamiento de biogás); E2: Compostaje BSU; E3: Digestión Anaeróbica BSU; E4: Incineración BSU.

De acuerdo a la Figura 4-17 se identifica que el escenario que realiza la mayor contribución a la categoría de impacto de eutrofización es el escenario E1, mientras que para los demás escenarios (E2, E3 y E4) no se observan diferencias significativas entre ellos. No se observan dichas diferencias debido a que como se explicó en la metodología (Capítulo 3), el modelo de gestión de los residuos para los tres escenarios contempló la disposición de la fracción restante de los BSU que no fueron aprovechados/tratados y de las demás fracciones de residuos en el RSDJ, lo cual implicaría la generación de lixiviados con altas cargas de contaminantes ricos en N y P. La fracción biodegradable o BSU también libera una cantidad sustancial de compuestos orgánicos y compuestos nitrogenados (como N Total) al lixiviado (Mendes *et al.*, 2003).

Para el escenario E1 se obtuvo un valor de caracterización del impacto de eutrofización de 0,016 kg P eq/t residuo, siendo este resultado del mismo orden de magnitud en comparación al reportado por Ayala (2015) de 0,018 kg P eq/t residuo para el estudio de caso realizado en la ciudad de Cali, Colombia; De acuerdo a la Figura 4-18 para todos los escenarios evaluados la etapa que realiza una contribución cercana al 100% para la categoría de eutrofización es el relleno sanitario.

Si se deseara minimizar este impacto sería necesario que el modelo de gestión de los BSU y RSU no contemplara la disposición final en relleno sanitario, pero debido a que las normativas vigentes no contemplan aún la prohibición de los rellenos en Colombia, este escenario se ve poco probable en el corto a mediano plazo. Los resultados de Güereca *et al.* (2006) indican que, de todos los escenarios evaluados, el relleno sanitario es la única tecnología que genera impactos potenciales para la categoría de eutrofización. Así como también lo mencionan Aye y Widjaya (2006) y Mendes *et al.* (2003), donde el relleno sanitario es la principal fuente de origen para la eutrofización, seguido por el escenario de compostaje y biogásificación (digestión anaerobia).

Adicionalmente, se puede afirmar que es necesario comenzar con la recolección selectiva y tratamiento de la fracción de los BSU bien sea a través de compostaje, digestión anaerobia o incineración, con el fin de minimizar el impacto generado por la eutrofización. Atendiendo a los resultados obtenidos, se identifica que si se aprovechara por lo menos el 25% de los BSU generados en Bogotá D.C, se podría disminuir el impacto de eutrofización cerca del 32% sobre cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Cuando los BSU son clasificados selectivamente para compostaje o digestión anaerobia y solamente las otras

fracciones de residuos son dispuestas en relleno sanitario, una reducción significativa en los impactos se puede observar (Mendes *et al.*, 2003). La ausencia de BSU dispuestos en relleno sanitario evita sustancialmente la contribución a la eutrofización (Colón *et al.*, 2015).

Si se llegara a contemplar el aprovechamiento de los BSU entre un 25% hasta el 100% la eutrofización a cuerpos de agua superficial se disminuiría hasta un valor de caracterización de 0,005 kg P-eq/t residuo al implementarse los escenarios E2, E3 y E4, lo cual generaría una disminución en dicha categoría de impacto de orden del 32%.

4.11 Comparación general entre los escenarios evaluados

En las Tablas 4-33 y 4-34 se presentan a continuación la comparación de los resultados obtenidos de caracterización de impacto y normalización de impactos para los diferentes escenarios en relación con las cuatro categorías evaluadas.

Tabla 4-33: Comparación de resultados entre escenarios para los valores de caracterización por categoría de impacto (Fuente: autor).

Escenario	Cambio climático (kg CO2-eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC-eq/t)	Acidificación Terrestre (kg SO2-eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Relleno Sanitario (E1)	357,3 - 564,1	1,4 - 1,5	0,8	0,02
Compostaje (E2)	230,8 - 481,6	1,49 - 1,51	22,0 - 85,7	0,003 - 0,007
Digestión Anaerobia (E3)	-82,2 - -2024,4	-1,9 - 0,7	-0,1 - -2,9	0,003 - 0,007
Incineración (E4)	36,5 - -1550,0	-1,3 - 0,8	-0,05 - -2,7	0,003 - 0,007

Tabla 4-34: Comparación de resultados entre escenarios para los valores normalizados por categoría de impacto (Fuente: autor).

Escenario	Cambio climático (PE/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (PE/t)	Acidificación Terrestre (PE/t)	Eutrofización (PE/t)
Relleno Sanitario (E1)	0,04 - 0,07	0,03 - 0,02	0,02	0,03
Compostaje (E2)	0,03 - 0,06	0,026 - 0,027	0,4 - 1,7	0,005 - 0,01
Digestión Anaerobia (E3)	-0,01 - -0,3	-0,03 - 0,02	-0,002 - -0,06	0,005 - 0,01
Incineración (E4)	0,005 - -0,2	-0,02 - 0,01	-0,001 - -0,05	0,005 - 0,01

Atendiendo a la Tabla 4-34 se puede identificar que, desde el punto de vista del desempeño ambiental para cada uno de los escenarios evaluados, el mejor escenario de gestión para los BSU en la ciudad de Bogotá D.C es la digestión anaerobia, seguido por la incineración, la elaboración de compostaje y el relleno sanitario. Esta clasificación concuerda con los resultados obtenidos por Mendes *et al.* (2003) quienes compararon la disposición en un relleno sanitario controlado, compostaje y biogásificación (digestión anaerobia) para la ciudad de Sao Paulo, Brasil en donde identificaron que la mejor opción de tratamiento era la biogásificación, seguida por el compostaje y finalmente el relleno sanitario, siendo este último escenario el principal contribuyente de impactos. Bernstad y la (2012) reportaron que la incineración, la digestión anaerobia y el compostaje son tecnologías óptimas para el tratamiento de los BSU.

Dentro de la literatura revisada se encuentran otros ejemplos adicionales que concuerdan con los resultados obtenidos en el presente trabajo. Liu *et al.* (2017) identificaron que desde una perspectiva de minimización de emisiones de GEI, la tecnología óptima para el tratamiento de los RSU en China sería la digestión anaerobia realizando la separación en la fuente de la fracción de BSU, seguida por la incineración de las fracciones con un alto poder calorífico y como última opción la disposición en relleno sanitario con recuperación de energía o aprovechamiento del biogás. Adicionalmente, Cherubini *et al.* (2009) realizaron el ACV para la gestión de BSU en Roma, Italia y reportaron que se genera menor cantidad de emisiones de GEI en el escenario de digestión anaerobia después de haber realizado una clasificación selectiva de los BSU.

De acuerdo a Edelman *et al.* (2000) y Mata-Álvarez (2001) las plantas de digestión anaerobia son mejores desde un punto de vista ecológico en comparación a otras tecnologías de tratamiento para la fracción biodegradable de residuos, porque no requiere del uso de energía externa que provenga de fuentes fósiles. Con el aprovechamiento del biogás se contribuye a la producción de electricidad, y representa efectos positivos en todas las categorías de impacto. Colón *et al.* (2015) realizaron una comparación entre diferentes escenarios para el tratamiento de los BSU en la región de Cataluña, España en el cual se encontró que la digestión anaerobia tiene el mejor desempeño ambiental en términos de las categorías de impacto de calentamiento global, potencial de agotamiento abiótico, potencial de acidificación, potencial de eutrofización, potencial de agotamiento de la capa de ozono y potencial de formación de oxidantes fotoquímicos.

Bjorklund et al. (1999) y Edelmann et al. (2000) identificaron que la producción de compostaje en diferentes escalas incrementa los impactos ambientales en comparación a la digestión anaerobia. Sin embargo, este proceso genera menores impactos potenciales en comparación a la incineración y el relleno sanitario (Saer et al., 2013). Montejo et al. (2013) analizaron diferentes plantas de tratamiento mecánico biológico en Castilla y León, España, sus resultados reflejaron que hay una relación directa entre la generación de impactos y la recuperación/aprovechamiento de energía y materiales. Para mejorar los rendimientos en términos ambientales, estos autores propusieron la optimización en la recuperación de materiales y dando prioridad a la producción de biogás-energía en lugar de compostar la fracción de BSU. De otro lado, el escenario de digestión anaerobia genera menor cantidad de emisiones de GEI debido a que parte de la fracción de biorresiduos es desviada de la disposición final en rellenos sanitarios, en donde se generan metano y otros gases (Weitz et al., 2002).

La incineración de los BSU se puede considerar como una alternativa para la gestión de este tipo de residuos, debido a que como afirmaron Smith y Brown (2002) la incineración de la fracción fermentable de los BSU genera beneficios con respecto a la emisión de GEI, especialmente si la incineración incluye la generación de electricidad y calor. Así como también afirmaron que esta fracción no puede llegar a ser incinerada independientemente del resto de las fracciones porque su poder calorífico estaría por debajo de los niveles para los cuales son diseñados los equipos de incineración Liu et al. (2017).

Laurent et al. (2014) realizaron una revisión de diferentes estudios de ACV para sistemas de gestión de residuos, destacando la estricta dependencia de los resultados reportados atendiendo a las especificaciones locales de los datos utilizados. Adicionalmente, concluyeron que, con excepción de la disposición en rellenos sanitarios con un bajo desempeño ambiental, no hay un acuerdo entre los resultados de los ACV para el mejor tratamiento para los residuos orgánicos, plástico, papel y la mezcla de RSU.

El relleno sanitario se identifica como el peor escenario para la gestión de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C, generando impactos para dos de las cuatro categorías de impacto evaluadas, que para este caso fueron cambio climático y eutrofización. Diferentes estudios han resaltado la misma conclusión, como, por ejemplo, Güereca et al. (2006) identificaron que el relleno sanitario es el principal contribuyente para las categorías de impacto evaluadas: calentamiento global, salud humana, agotamiento de

la capa de ozono, formación de smog fotoquímico, eutrofización y uso del suelo; Smith y Brown (2002) reportaron que el relleno sanitario es claramente la peor opción para la gestión de los BSU debido a la generación de emisiones de GEI. La disposición de los residuos en rellenos sanitarios es generalmente la peor estrategia desde un punto de vista ambiental de acuerdo a los resultados obtenidos para las categorías de impacto de calentamiento global, acidificación y enriquecimiento de nutrientes (Mendes et al., 2003).

4.12 Análisis de sensibilidad

Con el fin de conocer el comportamiento general del modelo ACV para la gestión de los BSU en Bogotá D.C en el software EASETECH con respecto a los parámetros alimentados, se realizó un análisis de sensibilidad siguiendo la metodología planteada por Clavreul *et al.* (2012).

En primera instancia se realizó un análisis de contribución por etapa, con el fin de identificar aquellos elementos que suponen la mayor contribución a una determinada emisión o categoría de impacto, de tal manera que permita establecer una línea base de los resultados obtenidos y proceder con la realización de otros análisis. Los resultados obtenidos y sus respectivos análisis se pueden observar en el numeral 4 en las Figuras 4-12, 4-14, 4-16 y 4-18.

Posteriormente se realizó un análisis de perturbación, el cual permite determinar el efecto en los resultados del modelo a raíz de un cambio arbitrario en los valores de un parámetro, para esto el valor de cada parámetro es variado de forma individual por un pequeño incremento (Clavreul *et al.*, 2012). Para este estudio se definió un incremento del 10% sobre cada una de las variables y se determinó la incidencia de dicha variable sobre el resultado final para todas las categorías. La relación de sensibilidad (SR) se calculó atendiendo a la fórmula presentada en la metodología (Ver Numeral 3.6.2).

4.12.1 Análisis de sensibilidad escenario E1 - Actual

Realizando un análisis de perturbación para todas las variables del proceso (97 variables en total), se identificaron que 11 variables son sensibles al modelo las se presentan en la Tabla 4-35. Los resultados obtenidos para todas las variables se presentan en el Anexo K.

Tabla 4-35: Variables sensibles identificadas para el escenario E1 (Fuente: autor).

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Transporte	Consumo de diésel (L/kg km)	0,0	0,1	0,1	0,0
Uso del biogás	Porcentaje de biogás emitido (%)	0,6	0,6	0,9	0,0
Uso del biogás	Porcentaje de biogás utilizado (%)	0,6	0,0	0,3	0,0
Generación de lixiviados	Infiltración neta o precipitación (mm/año)	0,0	0,0	0,0	1,0
Generación de lixiviados	Altura de la capa de residuos (m)	0,0	0,0	0,0	0,9
Generación de lixiviados	Densidad de compactación (t/m ³)	0,0	0,0	0,0	0,9
Recolección del lixiviado	Recolección para 80 años (%)	0,0	0,0	0,0	8,4
Recolección del lixiviado	Recolección para 80 años (%)	0,0	0,0	0,0	0,1
Recolección del lixiviado	Recolección para 20 años (%)	0,0	0,0	0,0	2,1
Recolección del lixiviado	Recolección para 20 años (%)	0,0	0,0	0,0	2,1
Tratamiento del lixiviado	Remoción de PO ₄ (%)	0,0	0,0	0,0	0,7

SR: Relación de Sensibilidad; CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

A continuación, se realiza una clasificación de las variables de acuerdo al valor del SR calculado (ver criterios mencionados en el numeral 3.6.2.)

- **Sensibilidad baja:** consumo de diésel etapa de transporte, porcentaje de biogás utilizado y recolección del lixiviado para 80 años.
- **Sensibilidad media:** porcentaje de biogás emitido y porcentaje de biogás utilizado.
- **Sensibilidad alta:** porcentaje de biogás emitido, infiltración neta, densidad de compactación, recolección del lixiviado para 80 años, recolección del lixiviado para 20 años y remoción de PO₄ en el tratamiento del lixiviado.

De las 11 variables identificadas con sensibilidad en el modelo para el escenario E1, 3 tienen una sensibilidad baja, 2 tienen sensibilidad media y 6 sensibilidad alta. La variable porcentaje de biogás emitido posee sensibilidad media y alta al mismo tiempo; así como el porcentaje de biogás emitido posee sensibilidad baja y media al mismo tiempo.

Ayala (2015) identificó realizando el análisis de sensibilidad para el ACV de los BSU en la ciudad de Cali, que las variables que afectan significativamente a la categoría de eutrofización fueron la infiltración neta, la altura de la capa de residuos, la densidad de

compactación y el porcentaje de remoción de fosfatos en el lixiviado, variables que también fueron identificadas como sensibles dentro de la presente investigación.

De acuerdo a la Tabla 4-35 de las 11 variables sensibles para el escenario E2, 2 presentan sensibilidad para la categoría de cambio climático, 2 son sensibles para formación de oxidantes fotoquímicos, 3 son sensibles para acidificación y 8 para eutrofización.

4.12.2 Análisis de sensibilidad escenario E2 - Compostaje

Realizando un análisis de perturbación para todas las variables del proceso (53 variables en total), se identificaron que 10 variables son sensibles al modelo las se presentan en la Tabla 4-36. Los resultados obtenidos para todas las variables se presentan en el Anexo L.

Tabla 4-36: Variables sensibles identificadas para el escenario E2 (Fuente: autor).

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Clasificación selectiva	Clasificación BSU (%)	0,2	0,0	1,0	0,2
Degradación Compostaje	% Degradado C	0,1	0,0	0,0	0,0
Degradación Compostaje	% Degradado N	0,0	0,0	1,0	0,0
Degradación Compostaje	Consumo diésel cargador (L)	0,1	0,2	0,0	0,0
Degradación Compostaje	Emisiones al aire NMVOC (kg)	0,0	10,0	0,0	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg CH ₄ no fósil oxidado (%)	8,5	1,1	0,0	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg NH ₃ (%)	0,0	0,0	77,1	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Aire CH ₄ (%)	0,3	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Aire N ₂ O (%)	0,3	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Aire NH ₃ (%)	0,0	0,0	0,1	0,0

SR: Relación de Sensibilidad; CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

A continuación, se realiza una clasificación de las variables de acuerdo al valor del SR calculado (ver criterios mencionados en el numeral 3.6.2.).

- **Sensibilidad baja:** porcentaje de clasificación de BSU, porcentaje degradado de C, consumo diésel del cargador, porcentaje de emisión al aire de CH₄ en la

sustitución del fertilizante, porcentaje de emisión al aire de N_2O en la sustitución del fertilizante y porcentaje de emisión al aire de NH_3 en la sustitución del fertilizante.

- **Sensibilidad media:** ninguna.
- **Sensibilidad alta:** porcentaje de clasificación de BSU, porcentaje degradado de N, emisiones al aire NMVOC en los procesos de degradación del compostaje, emisiones al aire de CH_4 no fósil oxidado en el proceso de compostaje y emisiones al aire de NH_3 en el proceso de compostaje.

De las 10 variables identificadas con sensibilidad en el modelo para el escenario E2, 6 tienen una sensibilidad baja y 5 sensibilidad alta. La variable porcentaje de clasificación de BSU posee sensibilidad baja y alta al mismo tiempo.

De acuerdo a la Tabla 4-36 de las 10 variables sensibles para el escenario E2, 6 presentan sensibilidad para la categoría de cambio climático, 3 son sensibles para formación de oxidantes fotoquímicos, 4 son sensibles para acidificación y 1 para eutrofización.

4.12.3 Análisis de sensibilidad escenario E3 - Digestión anaerobia

Realizando un análisis de perturbación para todas las variables del proceso (41 variables en total), se identificaron que 19 variables son sensibles al modelo las se presentan en la Tabla 4-37. Los resultados obtenidos para todas las variables se presentan en el Anexo M.

Tabla 4-37: Variables sensibles identificadas para el escenario E3 (Fuente: autor).

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Clasificación selectiva	Clasificación BSU (%)	7.9	1.3	8.3	0.2
Recolección BSU	Consumo de diésel (l/kg)	0.0	0.0	0.1	0.0
Transporte BSU	Consumo de diésel (l/kg km)	0.1	0.1	0.4	0.0
Digestión Anaerobia	% C degradado	6.1	1.0	8.0	0.0
Digestión Anaerobia	% CH_4 en el biogás	0.1	0.0	0.0	0.0
Digestión Anaerobia	Pérdida de SV	0.1	0.0	0.0	0.0
Digestión Anaerobia	Consumo de energía (kWh/kg)	0.0	0.0	0.1	0.0
Digestión Anaerobia	Consumo de diésel (L/kg)	0.1	0.0	0.0	0.0
Digestión Anaerobia	Emisiones CH_4 (%) fósil	0.1	0.0	0.0	0.0
Digestión Anaerobia	Emisiones CO_2 (%)	0.1	0.0	0.0	0.0
Digestión Anaerobia	Emisiones NO_x (kg)	0.1	0.0	0.2	0.0
Transporte Digestado	Consumo de diésel (L/kg km)	0.0	0.1	0.2	0.0
Substitución fertilizante	Emisiones NO_2 (%)	0.1	0.0	0.0	0.0
Substitución fertilizante	Emisiones NH_3 (%)	0.0	0.0	0.3	0.0
Substitución fertilizante	Emisiones CO_2 (%)	2.5	0.1	0.0	0.0

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Substitución fertilizante	Emisiones CO ₂ (%)	0.3	0.0	0.0	0.0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	5.2	0.0	0.0	0.0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0.0	0.0	29.1	0.0
Substitución fertilizante	Cantidad de N fertilizante (kg)	0.1	0.0	0.2	0.0

CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

A continuación, se realiza una clasificación de las variables de acuerdo al valor del SR calculado (ver criterios mencionados en el numeral 3.6.2.)

- **Sensibilidad baja:** porcentaje de clasificación de BSU; consumo de diésel del camión en la etapa de recolección; consumo de diésel del camión en la etapa de transporte; porcentaje de CH₄ en el biogás, pérdida de Sólidos Volátiles (SV), consumo de energía, consumo de diésel, emisiones de CH₄ fósil, emisiones CO₂ y emisiones NO_x en la digestión anaeróbica; consumo de diésel del camión para transporte del digestado; emisiones NO₂, NH₃, CO₂ en la etapa de sustitución del fertilizante y cantidad de N en el fertilizante.
- **Sensibilidad media:** consumo de diésel del camión en la etapa de transporte.
- **Sensibilidad alta:** porcentaje de clasificación de BSU; porcentaje de C degradado en la digestión anaeróbica; emisiones CO₂ y N₂ en la etapa de sustitución del fertilizante.

De las 19 variables identificadas con sensibilidad en el modelo para el escenario E3, 15 tienen una sensibilidad baja, 1 tiene sensibilidad media y 4 sensibilidad alta. Cabe destacar que la variable consumo de diésel del camión en la etapa de transporte posee sensibilidad baja y alta al mismo tiempo.

De acuerdo a la Tabla 4-37 de las 19 variables sensibles para el escenario E3, 14 presentan sensibilidad para la categoría de cambio climático, 5 son sensibles para formación de oxidantes fotoquímicos, 10 son sensibles para acidificación y 1 para eutrofización.

4.12.4 Análisis de sensibilidad escenario E4 – Incineración

Realizando un análisis de perturbación para todas las variables del proceso (22 variables en total), se identificaron que 8 variables son sensibles al modelo las cuales se presentan

en la Tabla 4-38. Los resultados obtenidos para todas las variables se presentan en el Anexo N.

Tabla 4-38: Variables sensibles identificadas para el escenario E4 (Fuente: autor).

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Clasificación selectiva	Clasificación BSU (%)	1763.6	1.0	1.0	0.2
Transporte BSU	Consumo de diésel (L/kg km)	0.2	0.0	0.0	0.0
Incineración BSU	Cambio en el contenido de energía (MJ/unidad)	6.1	0.0	0.0	0.0
Incineración BSU	Eficiencia consumo de energía (%)	5.2	0.0	0.0	0.0
Incineración BSU	Eficiencia generación de calor (%)	2.7	0.0	0.0	0.0
Incineración BSU	Emisión CO ₂ (kg)	17.7	0.2	0.0	0.0
Incineración BSU	Emisión de NO _x (kg)	0.0	1.0	0.6	0.0
Incineración BSU	Emisión de SO ₂ (kg)	0.0	0.0	0.4	0.0

SR: Relación de Sensibilidad; CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

A continuación, se realiza una clasificación de las variables de acuerdo al valor del SR calculado (ver criterios mencionados en el numeral 3.6.2.)

- **Sensibilidad baja:** porcentaje de clasificación BSU, consumo de diésel del camión en la etapa de transporte y la emisión CO₂ en la incineración.
- **Sensibilidad media:** emisión SO₂ y NO_x en la incineración.
- **Sensibilidad alta:** porcentaje de clasificación BSU, cambio en el contenido de energía en la incineración, eficiencia consumo de energía, eficiencia generación de calor, emisión CO₂ y NO_x en la incineración.

De las 8 variables identificadas con sensibilidad en el modelo para el escenario E4, 3 tienen una sensibilidad baja, 2 tienen sensibilidad media y 5 sensibilidad alta. Cabe destacar que las variables porcentaje de clasificación BSU y la emisión CO₂ en la incineración poseen sensibilidades bajas y altas al mismo tiempo. Así como la emisión de NO_x en la incineración posee sensibilidad media y alta al mismo tiempo.

De acuerdo a la Tabla 4-38 de las 8 variables sensibles para el escenario E4, seis presentan sensibilidad para la categoría de cambio climático, tres son sensibles para formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación y una para eutrofización.

4.12.5 Sensibilidad respecto a los valores de caracterización de los RSU

Adicionalmente se consideró evaluar la sensibilidad del modelo con respecto a la caracterización de los residuos generados en Bogotá D.C, debido a que los valores para cada una de las fracciones que componen los RSU varían entre las caracterizaciones realizadas año tras año. El modelo inicial se corrió con los valores reportados por la UAESP & JICA en el 2013 y el segundo con los valores reportados por la UAESP para el año 2015 que se presentan en la Tabla 5-1 del Anexo O.

El valor reportado en la composición para materia orgánica es de 65,48%, el cual no indica que fracción corresponde a corte de césped y poda de árboles, residuos de alimentos preparados y alimentos no preparados. Para efectos de realizar la comparación de los resultados, se consideró esta fracción como residuos de alimentos en general con el fin de generar la menor incertidumbre con respecto al escenario base. Cabe destacar que para los escenarios iniciales el valor de caracterización para alimentos fue de 60,56%. En las Tablas 4-39 y 4-40 se presentan los resultados obtenidos para caracterización de los impactos e impactos normalizados bajo las mismas consideraciones que se describieron en la metodología.

Tabla 4-39: Resultados caracterización de impactos para todos los escenarios con la nueva caracterización de los RSU (Fuente: autor).

Escenario	Categoría de Impacto			
	CC (kg CO ₂ -eq/t)	FOF (kg NMVOC/t)	A (kg SO ₂ -eq/t)	E (kg P-eq/t)
E1	418,2 - 637,3	1,4 - 1,5	0,8	0,01
E2	274,2 - 545,3	1,5	23,8 - 92,6	0,002 - 0,005
E3	-64,3 - -2164,0	0,6 - -2,2	-0,2 - -3,3	0,002 - 0,005
E4	64,0 - -1651,0	0,7 - -1,6	-0,2 - -3,0	0,002 - 0,005

Tabla 4-40: Resultados normalización de impactos para todos los escenarios con la nueva caracterización de los RSU (Fuente: autor).

Escenario	Categoría de Impacto			
	CC (PE/t)	FOF (PE/t)	A (PE/t)	E (PE/t)
E1	0,08 - 0,05	0,03	0,02	0,02
E2	0,07 - 0,03	0,03	0,5 - 1,9	0,008 - 0,002
E3	-0,008 - -0,3	0,01 - -0,04	-0,004 - -0,07	0,008 - 0,002
E4	0,008 - -0,2	0,01 - -0,03	-0,003 - -0,06	0,008 - 0,002

E1: Escenario base (RSDJ con aprovechamiento de biogás); E2: Compostaje BSU; E3: Digestión Anaeróbica BSU; E4: Incineración BSU; CC: Cambio climático; FOF: Formación de Oxidantes Fotoquímicos; A: Acidificación; E: Eutrofización.

En las Figuras 5-2, 5-3, 5-4 y 5-5 del Anexo O se presenta la comparación entre los resultados obtenidos para las dos caracterizaciones considerando las cuatro categorías de impacto y los diferentes escenarios planteados.

De acuerdo a los resultados presentados en las Tablas 4-39 y 4-40 se obtuvieron resultados del mismo orden de magnitud para cada uno de los escenarios y categorías de impacto evaluadas variando la caracterización de los residuos generados en la ciudad de Bogotá D.C.

Se calculó una variación en promedio del orden del 9% para los resultados obtenidos en la categoría de cambio climático al realizar el cambio de la composición de los RSU en la ciudad, teniendo en cuenta los cuatro escenarios planteados y evaluados; para la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos se obtuvo una variación en los resultados en promedio del 73%; para la categoría de acidificación se obtuvo una variación en los resultados del 13%; y para la categoría de eutrofización una variación en los resultados en promedio del 45%. De modo tal que las categorías que resultan tener una mayor sensibilidad con respecto al cambio en la caracterización de los RSU son: formación de oxidantes fotoquímicos, eutrofización, seguida por acidificación y cambio climático. Lo cual demuestra que la composición de los RSU son un factor importante que afecta la emisión de GEI para las diferentes alternativas de gestión (Liu *et al.*, 2017).

Atendiendo a las figuras mencionadas anteriormente se puede afirmar que a pesar de que se varíen los valores de caracterización de cada una de las fracciones que componen los RSU generados en Bogotá D.C y se considere un aprovechamiento comprendido entre el 25% hasta el 100% de la fracción biodegradable (BSU), los resultados siguen siendo los mismos. En donde se destaca que el mejor desempeño ambiental se obtiene para el escenario de digestión anaerobia, generando beneficios ambientales para las cuatro categorías de impacto evaluadas, seguido por el de incineración, compostaje y finalmente el relleno sanitario. Siendo este último el peor escenario de gestión para la ciudad.

4.13 Análisis preliminar de costos asociados

Dentro del alcance inicial de este trabajo final no se contemplaba un análisis de costos asociados a las alternativas de gestión de residuos. Sin embargo, debido a la coyuntura

actual y a la importancia de este tema en la ciudad, se hace necesario realizar una estimación preliminar de los costos de inversión para cada una de las tecnologías. Cabe resaltar que la información que se presenta a continuación servirá como modo indicativo para comenzar a explorar la factibilidad económica inicial.

En principio es muy difícil hacer una comparación teniendo en cuenta solamente aspectos técnicos y ambientales. Cada una de las tecnologías tiene ventajas y desventajas dependiendo del contexto bajo el cual se analice. En el plano económico hay varias instancias que no se conocen ampliamente, pues no hay una experiencia directa en Colombia de incorporación de tecnologías de aprovechamiento de residuos, especialmente en plantas de digestión anaerobia e incineración. Por lo cual no hay suficientes datos de costos de operación, costos de mantenimiento, costos fijos, costos de servicios y de personal, precios a los que se podrían vender los productos obtenidos de las diferentes tecnologías, entre otros (PIRS, 2017).

El *Center for Clean Air Policies* (CCAP) desarrolló un modelo económico para evaluar el costo y el impacto de los GEI de las distintas opciones de programas y tecnologías de gestión de residuos sólidos en Colombia. El modelo utilizado estimó los ingresos de posibles cuotas de descarga, y de la generación y venta de electricidad, material reciclable, compost y combustible derivado de residuos. El modelo también estimó los costos de capital, equipamiento, operaciones, mantenimiento y financiamiento para las diferentes alternativas. Para ajustar el modelo el CCAP utilizó información específica de la gestión de RSU de Cali (como por ejemplo, la cantidad anual de residuos y la composición de los mismos, etc.) (CCAP, 2012).

Los datos reportados por el CCAP están relacionados con un análisis de factores económicos coherentes con un flujo de residuos de una ciudad de características similares a las de Cali, modelo que puede utilizarse como herramienta para otras ciudades de Colombia tomando en cuenta factores locales y asuntos de escalabilidad. Motivo por el cual sería correcto tener en cuenta dichos valores para el caso de la ciudad de Bogotá D.C. El modelo calculó el costo agregado por tonelada para tratar los residuos para diferentes alternativas, en la Tabla 4-41 se presentan los costos de tratamiento por tecnología para tres escenarios (mejor escenario, escenario promedio y peor escenario) (CCAP, 2012).

Tabla 4-41: Costos de tratamiento de RSU por alternativa (Fuente: Adaptado de CCAP, 2012).

Alternativas	Costo de tratamiento de RSU (\$USD/t)		
	Mejor escenario	Escenario promedio	Peor escenario
Incineración	55	99	143
Digestión Anaeróbica	42	70	98
Compostaje en hileras	6	28	51
Compostaje en contenedores	19	41	64

Los costos asociados a la tecnología actual (relleno sanitario) no fueron posibles relacionarlos en la Tabla 4-41 debido a que no se encontraron dentro de la revisión bibliográfica realizada. Normalmente los costos para la tecnología de relleno sanitario son los más bajos en comparación a otras tecnologías, por lo cual es la forma de disposición más utilizada en diferentes países del mundo (Giraldo E., 2001).

De acuerdo a la información presentada en la Tabla 4-41, los costos de tratamiento difieren considerablemente entre cada una de las alternativas, especialmente entre la incineración y el compostaje en hileras.

Teniendo en los resultados obtenidos a través de la aplicación del ACV para los BSU generados en Bogotá D.C, la ciudad debería considerar la inversión en las tecnologías digestión anaeróbica o compostaje. La tecnología de digestión anaeróbica es considerablemente elevada, del orden de 2 veces la inversión necesaria para realizar el compostaje en contenedores y hasta 7 veces la inversión requerida para el compostaje en hileras. De acuerdo a la literatura consultada, los altos costos de capital y operación para la digestión anaeróbica no han permitido el fácil acceso especialmente en países en desarrollo, por lo cual dichas plantas no serán la principal tecnología de tratamiento aplicada a las nuevas instalaciones (Colón *et al.*, 2015).

La empresa TRAECO S.A.S representante en Colombia de ARROWBIO vende plantas de digestión anaeróbica para diferentes niveles de escalamiento, que van de una capacidad de tratamiento de 500 t/día a 1500 t/día. En la Tabla 4-42 se presentan los costos asociados para las plantas.

Tabla 4-42: Costos de plantas de digestión anaerobia a diferentes capacidades instaladas (Fuente: PIRS, 2017).

Aspecto	Capacidad de plantas (t/día)		
	500	1000	1500
Planta de digestión anaerobia	500	1000	1500
Costo Millones de US\$	80	130	170
Costo Millones de US\$ / Tonelada de capacidad	0,160	0,130	0,113

Cabe realizar la aclaración que estas plantas de digestión anaerobia solo tratan la fracción de los BSU, para otro tipo de residuos se necesitaría la implementación de plantas de incineración o pirolisis (PIRS, 2017).

Si bien los costos asociados para las plantas de digestión anaerobia son altos, el espacio que requiere una instalación de este tipo es mínimo, si se compara con los terrenos requeridos para realizar el compostaje de los BSU en pilas con una altura que oscila entre 1,5 a 2 metros y el ancho de esta entre 1,5 a 3 metros, cuya longitud puede depender de la disponibilidad de área en los terrenos dispuestos para realizar el aprovechamiento de los residuos (PIRS, 2017).

El PIRS de la Universidad Nacional de Colombia realizó el cálculo del área requerida para el aprovechamiento de 6900 t/día de BSU generados en Bogotá D.C. Estimaron que para el tratamiento de dicha cantidad se necesitarían 90 pilas con una longitud de 3 km cada una, lo cual implicaría el uso de un área estimada de 166 ha. Por lo cual se hace inviable desde el punto de vista técnico la construcción de pilas con tales dimensiones y adicionalmente por la demanda de personal y maquinaria para realizar los procesos de volteo de las pilas. De otro lado, se estimó el área requerida por una instalación de digestión anaerobia que procese la misma cantidad de BSU, para lo cual se calculó un valor aproximado de 32 hectáreas (ha) para un total de 1410 reactores de 300 m³ (PIRS, 2017).

Para considerar el compostaje como alternativa a gran escala se plantea la construcción de instalaciones de compostaje con una capacidad de tratamiento de 345 t/día, para lo cual se necesitaría un área de 8 ha, para procesar 90 pilas, durante los 90 días (tiempo necesario para asegurar la maduración del compost resultante de este proceso), con unas dimensiones de 1,5 metros de alto, 3 metros de ancho y 153 metros de largo. Estas

dimensiones son mucho más manejables que las que se tienen si se maneja la totalidad de los residuos orgánicos generados. Pero, sigue presentando un reto logístico el manejo de las 90 pilas para su aireación; Con respecto a la digestión anaerobia se planteó el mismo escenario (el aprovechamiento de 345 t/día), para lo cual se necesitaría un área de 2 hectáreas para un total de 10 reactores de 300 m³ (PIRS, 2017).

Si se compara la demanda de área necesaria para el compostaje aeróbico con la de la digestión anaerobia, es mucho menor el área necesaria para la digestión anaerobia, lo que implica un manejo logístico más fácil para la digestión que para el compostaje. Además de lo anterior, en cuanto al manejo operacional del control sobre los procesos, la digestión tiene un control más tecnificado, puesto que es necesario mantener la total ausencia de oxígeno o de lo contrario, los microorganismos que realizan la digestión de la materia orgánica dentro de los biorreactores morirían. Pero al tratarse de reactores cerrados, es más fácil medir y controlar las variables de proceso, tales como: temperatura, pH y humedad de este proceso, además de estar protegido de factores ambientales como la lluvia. Mientras que el compostaje se realiza al aire libre o en espacios semi-cerrados, lo que implica una vulnerabilidad a los factores ambientales (PIRS, 2017).

En relación a la posible ubicación de las plantas de tratamiento de digestión anaerobia y compostaje se sugiere realizarse dentro del RSDJ (para la zona sur), debido a que es una zona en la cual se dispone de área suficiente para la ubicación de estas instalaciones y no sería necesario buscar otras zonas. Además, este terreno ha tenido vocación de manejo de residuos sólidos, cuenta con toda la infraestructura de rutas, frecuencias y capacidades ajustadas al modelo de gestión actual. De ser necesario considerar otras áreas dentro de la jurisdicción de Bogotá D.C se podrían utilizar los terrenos identificados por el PIRS, hacia el norte (zona norte) entre los cerros de suba y el río Bogotá que cuenta con un área de más de 120 ha o hacia el occidente (zona centro) en los terrenos del distrito aledaños a la planta de tratamiento de aguas del salitre (PIRS, 2017). En la Figura 4-19 se presenta la ubicación de los posibles puntos en donde se podrían ubicar las instalaciones de tratamiento mecánico-biológico.

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

- Se realizó el ACV para el escenario actual y para diferentes alternativas para la gestión de los BSU generados en la ciudad de Bogotá D.C a través de la implementación del software libre EASETECH. Lo cual comprendió el levantamiento de inventario con información a nivel local e internacional, la evaluación del ciclo de vida a través del análisis de la caracterización y normalización de los impactos.
- Se realizó la comparación de los resultados obtenidos del ACV para los diferentes escenarios evaluados atendiendo a las categorías de impacto: cambio climático, formación de oxidantes fotoquímicos, acidificación y eutrofización.
- Desde una perspectiva de ciclo de vida la disposición de los BSU en el relleno sanitario Doña Juana (escenario E1) es escenario de gestión menos favorable para la ciudad atendiendo a la comparación de los resultados obtenidos del ACV. Generando impactos negativos en el ambiente, especialmente para las categorías de cambio climático y eutrofización.
- Desde la perspectiva ambiental, si se llegara a considerar un modelo de aprovechamiento de la fracción de biorresiduos (BSU) estos deberían ser tratados en instalaciones de digestión anaerobia (escenario E2), pues el ACV para dicho escenario genera beneficios ambientales para las cuatro categorías de impacto evaluadas.
- Como segunda alternativa para el aprovechamiento de los BSU generados en la ciudad se considera la elaboración de compostaje, lo cual generaría beneficios ambientales en dos de las cuatro categorías de impacto evaluadas, cambio climático y eutrofización.
- Otras fuentes consultadas coinciden con los resultados de este estudio, es decir, para la gestión de RSU y BSU, las alternativas de gestión más apropiadas para el

aprovechamiento de la fracción orgánica son: digestión anaeróbica, seguido por compostaje y como última opción se considera la disposición en relleno sanitario.

- Se identificaron las variables sensibles al modelo ACV para los cuatro escenarios evaluados mediante la aplicación de un análisis de perturbación. Dichas variables se encuentran asociadas a las diferentes etapas de gestión del ciclo de vida. Para mejorar los resultados de esta investigación se deberá trabajar en estimar dichas variables con mayor precisión.
- Se evaluó la sensibilidad del modelo con respecto al cambio en la composición de los RSU, evidenciando que independientemente de los valores alimentados, los resultados finales guardan los mismos ordenes de magnitud a los obtenidos inicialmente y se mantienen las mismas conclusiones, es decir, que el menos favorable es el escenario E1 y el mas favorable es el escenario E3.
- Evaluando la sensibilidad respecto a los valores de caracterización de los RSU, se encontró que las categorías de impacto más sensibles en el modelo fueron cambio climático y eutrofización.
- Evaluando la sensibilidad respecto a los valores de caracterización de los RSU, se encontró que las categorías de impacto menos sensibles en el modelo fueron formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación.
- El aprovechamiento de la fracción de BSU es necesaria con el fin de minimizar los impactos generados sobre el ambiente, especialmente para las categorías de impacto de cambio climático y eutrofización sobre cuerpos de agua superficial. Motivo por el cual se recomienda a las autoridades locales considerar un cambio en el modelo actual de gestión, comenzando con la creación de programas específicos para la recolección selectiva y el aprovechamiento de la fracción biodegradable mediante digestión anaeróbica o compostaje con el fin de minimizar los impactos ambientales sobre las esferas de agua, aire y suelo.
- A pesar de que los procesos de digestión anaeróbica son costosos en comparación a las tecnologías de compostaje en contenedores o hileras, la instalación de este tipo de plantas permitiría el tratamiento de una mayor cantidad de BSU, un menor tiempo de procesamiento y requeriría de una menor extensión de área para su instalación y operación.
- Resultados de investigaciones previas permiten identificar tres zonas aptas para la instalación de plantas de digestión anaeróbica o compostaje dentro de la ciudad.

Localizadas estratégicamente en el norte, occidente y sur (dentro del RSDJ) de Bogotá D.C para el acopio y tratamiento de los residuos.

- Hasta donde se conoce, este es el primer estudio de ACV realizado a los bioresiduos sólidos de la ciudad de Bogotá y por tanto sirve como un punto de partida para la gestión integral sostenible de los BSU en Bogotá.
- EASETECH demuestra ser un software versátil y útil para realizar el ACV para la gestión de los BSU generados en Bogotá D.C. Dicha herramienta se podría utilizar para realizar la evaluación de otros sistemas de gestión de residuos en diferentes ciudades de Colombia o de América Latina.

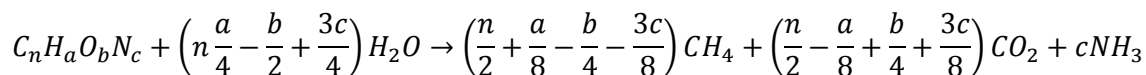
5.2 Recomendaciones

- Realizar el ACV considerando otras categorías de impacto ambiental, tales como: toxicidad humana, agotamiento de recursos, calidad de ecosistemas, agotamiento de ozono estratosférico, potencial de agotamiento abiótico, entre otros. Con el fin de identificar otros impactos potenciales que puedan ser generados por los diferentes escenarios planteados, evaluar la sensibilidad de las variables del modelo atendiendo a las nuevas categorías de impacto y realizar la comparación con otros estudios realizados a nivel mundial.
- Considerar otros escenarios o la mezcla entre escenarios de tratamiento/aprovechamiento de la fracción de BSU, con el fin de identificar otras alternativas óptimas para mejorar la gestión de residuos en la ciudad de Bogotá D.C, de modo que no se dependa de una sola tecnología. Como, por ejemplo: digestión anaerobia con incineración, compostaje con incineración, compostaje con digestión anaerobia, entre otros. El planteamiento de los escenarios se debe realizar de acuerdo a la factibilidad para el establecimiento de dichos escenarios dentro del modelo de gestión de los BSU en Bogotá.
- Realizar el ACV considerando el aprovechamiento/tratamiento de la fracción inorgánica reciclable, lo cual generaría beneficios ambientales, aspecto que no fue tenido en cuenta dentro del estudio realizado. En el modelo actual de gestión de la ciudad se realiza de manera informal.

- Para el desarrollo de estudios posteriores se recomienda considerar aspectos técnicos, económicos y sociales con el fin de realizar una evaluación integral de las diferentes alternativas para la gestión de los biorresiduos sólidos.
- Realizar el levantamiento de la información que fue identificada como sensible dentro de los escenarios evaluados, siempre y cuando sea posible. Destacando que en Colombia no existen instalaciones de digestión anaerobia e incineración y el compostaje se realiza de forma informal y artesanal, lo cual dificultaría la cuantificación de algunas variables.
- Se recomienda emprender investigaciones encaminadas al levantamiento de información local necesaria para completar el ACV del sistema de gestión actual y las diferentes alternativas evaluadas. Comenzando por la cuantificación de la cantidad de combustible requerida para la recolección, el transporte, entre otras

A. Anexo: Ecuaciones para caracterización físico-química BSU

La siguiente describe el comportamiento de la degradación de los compuestos orgánicos. Si se conoce la contribución en peso de cada elemento, es posible calcular el potencial energético, potencial de generación de metano, contenido de metano y la cantidad de carbono biodegradable (Chistensen T, 2011).



Donde n, a, b y c son los coeficientes estequiométricos para la reacción.

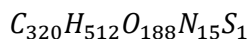
Teniendo en cuenta la composición elemental presentada en la Tabla 4-5 se procede a calcular la fórmula molecular que representaría a las fracciones de alimentos (comida) y jardín.

Para cada fracción se calculó la fórmula molecular dividiendo los porcentajes en masa por el peso molecular de cada elemento. Posteriormente se dividieron los resultados entre el valor obtenido más pequeño. Para la fracción de alimentos se tiene:

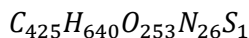
$$C = \frac{48}{12} = 4; \quad H = \frac{6,4}{1} = 6,4; \quad O = \frac{37,6}{16} = 2,35; \quad N = \frac{2,6}{14} = 0,19; \quad S = \frac{0,4}{32} = 0,01$$

$$C = \frac{4}{0,01} = 320; \quad H = \frac{6,4}{0,01} = 512; \quad O = \frac{2,35}{0,01} = 188; \quad N = \frac{0,19}{0,01} = 15; \quad S = \frac{0,01}{0,01} = 1$$

Por lo cual la fórmula que representa la fracción de alimentos es:



Realizando los mismos cálculos para la fracción de jardín se obtiene que la fórmula es:



Conociendo la fórmula molecular para cada fracción se procede a realizar el cálculo del porcentaje de metano, potencial de metano, C bio y energía.

La siguiente ecuación se deriva del equilibrio dado en la conversión total del material orgánico a CH_4 y CO_2 en condiciones estrictamente anaeróbicas con agua como única fuente externa (Christensen T, 2011). El potencial de metano, se calcula generalmente bajo condiciones de temperatura y presión estándar (STP) de la siguiente manera.

$$Potencial CH_4 \left(\frac{m^3 CH_4}{t VS} \right) = \left[\frac{\left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} \right) * 22,4}{12n + a + 16b} \right] * 1000$$

Reemplazando los coeficientes estequiométricos calculados en la fórmula anterior se tiene para la fracción de alimentos y jardín

$$Potencial CH_4 \left(\frac{m^3 CH_4}{t VS} \right) = \left[\frac{\left(\frac{320}{2} + \frac{512}{8} - \frac{188}{4} \right) * 22,4}{12 * 320 + 512 + 16 * 188} \right] * 1000 = 538,69 \frac{m^3 CH_4}{t VS}$$

$$Potencial CH_4 \left(\frac{m^3 CH_4}{t VS} \right) = \left[\frac{\left(\frac{425}{2} + \frac{640}{8} - \frac{253}{4} \right) * 22,4}{12 * 425 + 640 + 16 * 253} \right] * 1000 = 524,11 \frac{m^3 CH_4}{t VS}$$

Por lo tanto, la proporción de metano en el biogás se determina de la siguiente forma.

$$CH_4(\%) = \frac{\left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8} \right)}{n}$$

$$CH_4 = \frac{1}{2} + \frac{168 * Masa_H - 21 * Masa_O - 36 * Masa_N}{112 * Masa_C}$$

Utilizando la primera expresión se procedió a calcular el porcentaje de metano para las dos fracciones de la siguiente forma.

$$CH_4(\%) = \frac{\left(\frac{320}{2} + \frac{512}{8} - \frac{188}{4} - \frac{15}{8} \right)}{320} = 0,54 = 54\%$$

$$CH_4(\%) = \frac{\left(\frac{425}{2} + \frac{640}{8} - \frac{253}{4} - \frac{26}{8} \right)}{425} = 0,52 = 52\%$$

El cálculo del C bio, se traduce en la determinación del potencial de metano en kg C, expresándose de la siguiente forma.

$$C_{bio} \left(\frac{kg C}{kg TS} \right) = \frac{Potencial CH_4 \left(\frac{m^3 CH_4}{t VS} \right) * VS (\%TS) * 10^{-6} \left(\frac{t}{g} \right) * 12 \left(\frac{g}{mol} \right)}{CH_4 (\%) * 0,0224 \left(\frac{m^3}{mol} \right)}$$

Donde VS es el porcentaje en masa del contenido de sólidos volátiles para cada una de las fracciones. Para este caso dicho porcentaje es la fracción restante a los productos inquemados (cenizas) que fueron volatilizados.

El calculo del C bio para cada fracción se presenta a continuación.

$$C_{bio} \left(\frac{kg C}{kg TS} \right) = \frac{538,69 \frac{m^3 CH_4}{t VS} * 95 * 10^{-6} \frac{t}{g} * 12 \frac{g}{mol}}{0,54 * 0,0224 \frac{m^3}{mol}} = 51,18 \frac{kg C}{kg TS}$$

$$C_{bio} \left(\frac{kg C}{kg TS} \right) = \frac{524,11 \frac{m^3 CH_4}{t VS} * 95,5 * 10^{-6} \frac{t}{g} * 12 \frac{g}{mol}}{0,52 * 0,0224 \frac{m^3}{mol}} = 51,93 \frac{kg C}{kg TS}$$

El contenido de energía se expresa mediante la siguiente ecuación.

$$Energía \left(\frac{MJ}{kg} \right) = \left[\left[145n + 610 \left(a - \frac{1}{8} b \right) + 40S + 10c \right] * 2,326 \right] * 0,001$$

Para cada una de las fracciones se procedió a calcular su contenido de energía.

$$\begin{aligned} Energía \left(\frac{MJ}{kg} \right) &= \left[\left[145 * 320 + 610 \left(512 - \frac{1}{8} 188 \right) + 40S + 10 * 15 \right] * 2,326 \right] * 0,001 \\ &= 19,68 \frac{MJ}{kg} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Energía \left(\frac{MJ}{kg} \right) &= \left[\left[145 * 425 + 610 \left(640 - \frac{1}{8} 253 \right) + 40S + 10 * 26 \right] * 2,326 \right] * 0,001 \\ &= 18,85 \frac{MJ}{kg} \end{aligned}$$

B. Anexo: Relación entre distancia y consumo de combustible

En la siguiente Figura 5-1 y Tabla se presentan los datos medidos en campo por Bovea *et al.* (2010) para la evaluación del sistema de gestión de los RSU generados en la región de Castellón de la Plana, España.

La regresión lineal que se presenta dentro de la Figura 5-1 se utilizó para calcular el consumo de combustible para la ciudad de Bogotá, debido a que las empresas locales de recolección de residuos hasta el momento no lo han cuantificado.

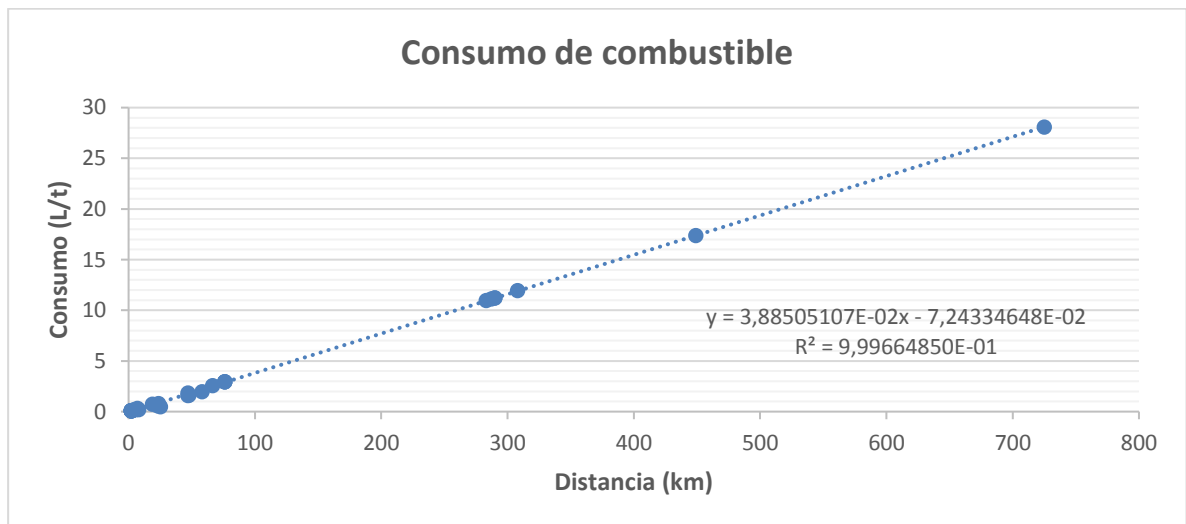


Figura 5-1: Consumo de combustible vs. Distancia recorrida para para el transporte de los RSU en España (Fuente: autor).

C. Anexo: Variables ACV escenario actual (E1)

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Generación	Unidad funcional (kg)	1000	Propia
	Fracción de alimentos (%)	60,57%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de jardinería (%)	0,87%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de papel (%)	4,28%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de cartón (%)	2,82%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de plástico (%)	10,45%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de caucho y cuero (%)	0,42%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de textiles (%)	1,89%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de madera (%)	0,32%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de productos metálicos (%)	0,85%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de vidrio (%)	2,08%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de cerámicos (%)	1,19%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de RESPEL doméstico (%)	12,94%	UAESP & JICA, 2013
	Fracción de otros residuos (%)	1,32%	UAESP & JICA, 2013
Recolección	Consumo de combustible camión (L/kg RSU)	0,0036	Larsen et al., 2009
Transporte	Consumo de combustible camión (L/kg RSU km)	0,00998	Bovea et al., 2010
Construcción del relleno	Cantidad de geomembrana (kg/kg RSU)	5,48 E-05	Ayala T., 2015
	Cantidad de geotextil no tejido 600 (kg/kg RSU)	2,2E-05	Ayala T., 2015
	Cantidad de tubería NOVAFORT (kg/kg RSU)	3,2E-06	Ayala T., 2015
	Cantidad de arcilla (kg/kg RSU)	0,121	Ayala T., 2015
	Cantidad de canto rodado (kg/kg RSU)	0,0182	Ayala T., 2015
	Consumo de energía (kWh/kg RSU)	0,008	Ole A., 2013

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Construcción del relleno	Consumo de combustible (L/kg RSU)	0,00024	Ole A., 2013
	Cantidad de aluminio (kg/kg RSU)	5,80E-08	Ole A., 2013
	Cantidad de cobre (kg/kg RSU)	9,87E-09	Ole A., 2013
	Cantidad de acero (kg/kg RSU)	1,40E-04	Ole A., 2013
Generación biogas	Horizonte de tiempo (años)	100	Propia
	Pérdida de sólidos volátiles (SV) (%)	1,89	EASETECH
	Tasa de degradación alimentos (1/año)	0,137	Ole A., 2013
	Tasa de degradación jardinería (1/año)	0,283	Ole A., 2013
	Tasa de degradación papel (1/año)	0,029	Ole A., 2013
	Tasa de degradación cartón (1/año)	0,019	Ole A., 2013
	Tasa de degradación textiles (1/año)	0,028	Ole A., 2013
	Tasa de degradación madera (1/año)	0,014	Ole A., 2013
	Tasa de degradación RESPEL doméstico (1/año)	0,029	Ole A., 2013
	Adición de sustancias	Concentración mercurio (g/m ³)	1,00E-06
Concentración monóxido de carbono (g/m ³)		0,028	Ole A., 2013
Concentración sulfuro de hidrógeno (g/m ³)		0,04	Ole A., 2013
Concentración NMVOC (g/m ³)		0,03	Ole A., 2013
Concentración cloruro de vinilo (g/m ³)		0,004	Ole A., 2013
Concentración DCE (g/m ³)		0,045	Ole A., 2013
Concentración TCE (g/m ³)		0,004	Hincapié et al, 2001
Concentración PCE (g/m ³)		0,01	Ole A., 2013
Concentración benceno (g/m ³)		0,008	Hincapié et al, 2001
Concentración clorobenceno (g/m ³)		0,002	Ole A., 2013
Concentración diclorobenceno (g/m ³)		0,006	Ole A., 2013
Concentración etilbenceno (g/m ³)		0,02	Hincapié et al, 2001

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Adición de sustancias	Concentración propilbenceno (g/m ³)	0,002	Ole A., 2013
	Concentración cloroetano (g/m ³)	0,01	Ole A., 2013
	Concentración clorometano (g/m ³)	0,0003	Ole A., 2013
	Concentración diclorometano (g/m ³)	0,02	Hincapié et al, 2001
	Concentración cloroformo (g/m ³)	0,0003	Ole A., 2013
	Concentración tetracloruro de carbono (g/m ³)	5,00E-05	Ole A., 2013
	Concentración xileno (g/m ³)	0,04	Hincapié et al, 2001
	Concentración tolueno (g/m ³)	0,11	Hincapié et al, 2001
	Concentración fenol (g/m ³)	0,001	Ole A., 2013
	Concentración naftaleno (g/m ³)	0,0006	Ole A., 2013
	Concentración CFC11 (g/m ³)	0,001	Ole A., 2013
	Concentración CFC12 (g/m ³)	0,005	Ole A., 2013
	Concentración CFC113 (g/m ³)	0,0005	Ole A., 2013
	Concentración HCFC21 (g/m ³)	0,01	Ole A., 2013
	Concentración HCFC22 (g/m ³)	0,003	Ole A., 2013
Recolección de biogás	Recolección de 0 a 5 años (%)	35%	Ole A., 2013
	Recolección de 5 a 15 años (%)	65%	Ole A., 2013
	Recolección de 15 a 55 años (%)	75%	Ole A., 2013
	Recolección de 55 a 100 años (%)	100%	Ole A., 2013
Oxidación cobertura diaria	Oxidación metano (%)	10%	Ole A., 2013
	Oxidación mercurio (%)	0%	Ole A., 2013
	Oxidación sulfuro de hidrógeno (%)	3%	Ole A., 2013
	Oxidación cloruro de vinilo (%)	11%	Ole A., 2013
	Oxidación DCE (%)	9%	Ole A., 2013
	Oxidación TCE (%)	8%	Ole A., 2013
	Oxidación PCE (%)	1%	Ole A., 2013
Oxidación benceno (%)	4%	Ole A., 2013	

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Oxidación cobertura diaria	Oxidación clorobenceno (%)	6%	Ole A., 2013
	Oxidación diclorobenceno (%)	5%	Ole A., 2013
	Oxidación etilbenceno (%)	5%	Ole A., 2013
	Oxidación propilbenceno (%)	3%	Ole A., 2013
	Oxidación cloruro de etilo (%)	9%	Ole A., 2013
	Oxidación clorometano (%)	11%	Ole A., 2013
	Oxidación diclorometano (%)	11%	Ole A., 2013
	Oxidación cloroformo (%)	9%	Ole A., 2013
	Oxidación tetracloruro de carbono (%)	13%	Ole A., 2013
	Oxidación xileno (%)	5%	Ole A., 2013
	Oxidación tolueno (%)	6%	Ole A., 2013
	Oxidación fenol (%)	6%	Ole A., 2013
	Oxidación naftaleno (%)	1%	Ole A., 2013
	Oxidación cobertura intermedia	Oxidación metano (%)	10%
Oxidación mercurio (%)		0%	Ole A., 2013
Oxidación sulfuro de hidrógeno (%)		5%	Ole A., 2013
Oxidación cloruro de vinilo (%)		21%	Ole A., 2013
Oxidación DCE (%)		19%	Ole A., 2013
Oxidación TCE (%)		16%	Ole A., 2013
Oxidación PCE (%)		3%	Ole A., 2013
Oxidación benceno (%)		7%	Ole A., 2013
Oxidación clorobenceno (%)		12%	Ole A., 2013
Oxidación diclorobenceno (%)		10%	Ole A., 2013
Oxidación etilbenceno (%)		10%	Ole A., 2013
Oxidación propilbenceno (%)		5%	Ole A., 2013
Oxidación cloruro de etilo (%)		15%	Ole A., 2013
Oxidación clorometano (%)		21%	Ole A., 2013
Oxidación diclorometano (%)		21%	Ole A., 2013
Oxidación cloroformo (%)		17%	Ole A., 2013
Oxidación tetracloruro de carbono (%)	25%	Ole A., 2013	

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Oxidación cobertura intermedia	Oxidación xileno (%)	10%	Ole A., 2013
	Oxidación tolueno (%)	12%	Ole A., 2013
	Oxidación fenol (%)	12%	Ole A., 2013
	Oxidación naftaleno (%)	3%	Ole A., 2013
Oxidación cobertura final	Oxidación metano (%)	18%	Ole A., 2013
	Oxidación mercurio (%)	0%	Ole A., 2013
	Oxidación sulfuro de hidrógeno (%)	5%	Ole A., 2013
	Oxidación cloruro de vinilo (%)	21%	Ole A., 2013
	Oxidación DCE (%)	19%	Ole A., 2013
	Oxidación TCE (%)	16%	Ole A., 2013
	Oxidación PCE (%)	3%	Ole A., 2013
	Oxidación benceno (%)	7%	Ole A., 2013
	Oxidación clorobenceno (%)	12%	Ole A., 2013
	Oxidación diclorobenceno (%)	10%	Ole A., 2013
	Oxidación etilbenceno (%)	10%	Ole A., 2013
	Oxidación propilbenceno (%)	5%	Ole A., 2013
	Oxidación cloruro de etilo (%)	15%	Ole A., 2013
	Oxidación clorometano (%)	21%	Ole A., 2013
	Oxidación diclorometano (%)	21%	Ole A., 2013
	Oxidación cloroformo (%)	17%	Ole A., 2013
	Oxidación tetracloruro de carbono (%)	25%	Ole A., 2013
	Oxidación xileno (%)	10%	Ole A., 2013
	Oxidación tolueno (%)	12%	Ole A., 2013
	Oxidación fenol (%)	12%	Ole A., 2013
Oxidación naftaleno (%)	3%	Ole A., 2013	
Venteo del biogas	Venteo biogás (%)	20 y 50%	BDJ, 2015
	Utilización biogás en tea (%)	40% y 70%	BDJ, 2015
	Utilización biogás en motor de combustión (%)	10%	BDJ, 2015
Desfogue del biogas	Emisión de metano (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de mercurio (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de sulfuro de hidrógeno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de cloruro de vinilo (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de DCE (%)	100%	Ole A., 2013

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Desfogue del biogas	Emisión de TCE (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de PCE (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de benceno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de clorobenceno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de diclorobenceno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de etilbenceno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de propilbenceno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de cloruro de etilo (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de clorometano (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de diclorometano (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de cloroformo (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de tetracloruro de carbono (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de xileno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de tolueno (%)	100%	Ole A., 2013
	Emisión de fenol (%)	100%	Ole A., 2013
Emisión de naftaleno (%)	100%	Ole A., 2013	
Combustión del biogás en Tea	Eficiencia metano (%)	99	Ole A., 2013
	Eficiencia mercurio (%)	0	Ole A., 2013
	Eficiencia sulfuro de hidrógeno (%)	97,7	Ole A., 2013
	Eficiencia cloruro de vinilo (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia DCE (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia TCE (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia PCE (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia benceno (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia clorobenceno (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia diclorobenceno (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia etilbenceno (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia propilbenceno (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia cloruro de etilo (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia clorometano (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia diclorometano (%)	98	Ole A., 2013
Eficiencia cloroformo (%)	98	Ole A., 2013	

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Combustión del biogas en Tea	Eficiencia tetracloruro de Carbono (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia xileno (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia tolueno (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia fenol (%)	99,7	Ole A., 2013
	Eficiencia nNaftaleno (%)	97,7	Ole A., 2013
	Eficiencia CFC11 (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia CFC12 (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia CFC113 (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia HCFC21 (%)	98	Ole A., 2013
	Eficiencia HCFC22 (%)	98	Ole A., 2013
	Emisión de monóxido de carbono (g/m ³ CH ₄)	0,74	Ole A., 2013
	Emisión de óxidos de nitrógeno (g/m ³ CH ₄)	0,91	Ole A., 2013
	Emisión de dióxido de azufre (g/m ³ CH ₄)	0,17	Ole A., 2013
	Emisión de partículas (g/m ³ CH ₄)	0,07	Ole A., 2013
	Emisión de PAH (g/m ³ CH ₄)	0,001	Ole A., 2013
	Emisión de dioxinas (g/m ³ CH ₄)	6,70E-10	Ole A., 2013
	Emisión de PCB (g/m ³ CH ₄)	0,001	Ole A., 2013
	Emisión de ácido clorhídrico (g/m ³ CH ₄)	0,17	Ole A., 2013
Emisión de ácido fluorhídrico (g/m ³ CH ₄)	0,04	Ole A., 2013	
Combustión del biogás en motor	Eficiencia metano (%)	99	Ole A., 2013
	Eficiencia mercurio (%)	0	Ole A., 2013
	Eficiencia sulfuro de hidrógeno (%)	97,2	Ole A., 2013
	Eficiencia cloruro de vinilo (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia DCE (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia TCE (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia PCE (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia benceno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia clorobenceno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia diclorobenceno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia etilbenceno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia propilbenceno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia cloruro de etilo (%)	93	Ole A., 2013

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Combustión del biogás en motor	Eficiencia clorometano (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia diclorometano (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia cloroformo (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia tetracloruro de Carbono (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia xileno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia tolueno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia fenol (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia nNaftaleno (%)	86,1	Ole A., 2013
	Eficiencia CFC11 (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia CFC12 (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia CFC113 (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia HCFC21 (%)	93	Ole A., 2013
	Eficiencia HCFC22 (%)	93	Ole A., 2013
	Emisión de monóxido de carbono (g/m ³ CH ₄)	8,46	Ole A., 2013
	Emisión de óxidos de nitrógeno (g/m ³ CH ₄)	8,2	Ole A., 2013
	Emisión de dióxido de azufre (g/m ³ CH ₄)	0,17	Ole A., 2013
	Emisión de partículas (g/m ³ CH ₄)	0,18	Ole A., 2013
	Emisión de PAH (g/m ³ CH ₄)	0,001	Ole A., 2013
	Emisión de dioxinas (g/m ³ CH ₄)	3,60E-09	Ole A., 2013
	Emisión de PCB (g/m ³ CH ₄)	0,001	Ole A., 2013
	Emisión de ácido clorhídrico (g/m ³ CH ₄)	0,04	Ole A., 2013
Emisión de ácido fluorhídrico (g/m ³ CH ₄)	0,04	Ole A., 2013	
Generación del lixiviado	Precipitación o infiltración media (mm/año)	740,9	UAESP, 2014
	Altura de la capa de RSU (m)	5	UAESP, 2014
	Horizonte de tiempo (años)	100	Propia
	Densidad aparente RSU (t/m ³)	1,297	UAESP, 2015
	Concentración Cd año 1 (mg/L)	0,024	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cu año 1 (mg/L)	0,074	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cr año 1 (mg/L)	0,58	Gonzalez E., 2008

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Generación del lixiviado	Concentración DBO año 1 (mg/L)	57600	Gonzalez E., 2008
	Concentración DQO año 1 (mg/L)	79980	Gonzalez E., 2008
	Concentración Fenoles año 1 (mg/L)	0,806	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración P año 1 (mg/L)	36,17	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración O año 1 (mg/L)	0,306	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Mn año 1 (mg/L)	1,62	Gonzalez E., 2008
	Concentración Hg año 1 (mg/L)	0,01	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Pb año 1 (mg/L)	0,303	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Ni año 1 (mg/L)	0,6	Gonzalez E., 2008
	Concentración NH ₃ año 1 (mg/L)	2407,44	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración N año 1 (mg/L)	3028	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración SST año 1 (mg/L)	469,429	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Zn año 1 (mg/L)	4,95	Gonzalez E., 2008
	Concentración As año 1 (mg/L)	0,009	Gonzalez E., 2008
	Concentración Se año 1 (mg/L)	0,007	Gonzalez E., 2008
	Concentración Cl año 1 (mg/L)	4750	Gonzalez E., 2008
	Concentración Cd año 2 (mg/L)	0,034	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cu año 2 (mg/L)	0,068	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cr año 2 (mg/L)	0,35	Gonzalez E., 2008
	Concentración DBO año 2 (mg/L)	18600	Gonzalez E., 2008
	Concentración DQO año 2 (mg/L)	38357	Gonzalez E., 2008
	Concentración Fenoles año 2 (mg/L)	2,642	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración P año 2 (mg/L)	31,422	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración O año 2 (mg/L)	0,363	CGR Doña Juana, 2012

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Generación del lixiviado	Concentración Mn año 2 (mg/L)	1,37	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Hg año 2 (mg/L)	0,01	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Pb año 2 (mg/L)	0,334	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Ni año 2 (mg/L)	0,717	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración NH ₃ año 2 (mg/L)	2522,987	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración N año 2 (mg/L)	3145,333	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración SST año 2 (mg/L)	529,667	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Zn año 2 (mg/L)	0,717	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración As año 2 (mg/L)	9,50E-04	Gonzalez E., 2008
	Concentración Se año 2 (mg/L)	0,007	Gonzalez E., 2008
	Concentración Cl año 2 (mg/L)	3598	Gonzalez E., 2008
	Concentración Cd año 4 a 10 (mg/L)	0,023	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cu año 4 a 10 (mg/L)	0,071	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cr año 4 a 10 (mg/L)	0,02	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración DBO año 4 a 10 (mg/L)	1905,881	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración DQO año 4 a 10 (mg/L)	6502,167	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Fenoles año 4 a 10 (mg/L)	1,14	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración P año 4 a 10 (mg/L)	42,554	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración O año 4 a 10 (mg/L)	0,409	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Mn año 4 a 10 (mg/L)	0,261	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Hg año 4 a 10 (mg/L)	0,016	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Pb año 4 a 10 (mg/L)	0,242	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Ni año 4 a 10 (mg/L)	0,532	CGR Doña Juana, 2012
Concentración NH ₃ año 4 a 10 (mg/L)	1916,34	CGR Doña Juana, 2012	

Etapas	Variable	Valor	Fuente
Generación del lixiviado	Concentración N año 4 a 10 (mg/L)	2443,667	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración SST año 4 a 10 (mg/L)	439,857	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Zn año 4 a 10 (mg/L)	0,823	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración As año 4 a 10 (mg/L)	3,20E-04	Gonzalez E., 2008
	Concentración Se año 4 a 10 (mg/L)	9,20E-04	Gonzalez E., 2008
	Concentración Cl año 4 a 10 (mg/L)	2267	Gonzalez E., 2008
	Concentración Cd año 11 a 100 (mg/L)	0,027	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cu año 11 a 100 (mg/L)	0,053	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Cr año 11 a 100 (mg/L)	0,078	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración DBO año 11 a 100 (mg/L)	355,5	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración DQO año 11 a 100 (mg/L)	2606,833	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Fenoles año 11 a 100 (mg/L)	0,107	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración P año 11 a 100 (mg/L)	38,793	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración O año 11 a 100 (mg/L)	0,527	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Mn año 11 a 100 (mg/L)	0,145	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Hg año 11 a 100 (mg/L)	0,01	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Pb año 11 a 100 (mg/L)	0,328	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Ni año 11 a 100 (mg/L)	0,5	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración NH ₃ año 11 a 100 (mg/L)	1531,333	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración N año 11 a 100 (mg/L)	2510	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración SST año 11 a 100 (mg/L)	29	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración Zn año 11 a 100 (mg/L)	0,6	CGR Doña Juana, 2012
	Concentración As año 11 a 100 (mg/L)	3,20E-04	Gonzalez E., 2008
Concentración Se año 11 a 100 (mg/L)	9,20E-04	Gonzalez E., 2008	

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Generación del lixiviado	Concentración Cl año 11 a 100 (mg/L)	695	Gonzalez E., 2008
Recolección del lixiviado	Recolección primeros 20 años (%)	87	Ole A., 2013
	Recolección 80 años (%)	99,9	Ole A., 2013
Tratamiento del lixiviado	Remoción Cadmio (%)	91,1	UAESP, 2015
	Remoción Berilio (%)	92,6	UAESP, 2015
	Remoción Molibdeno (%)	38,7	UAESP, 2015
	Remoción Litio (%)	72,3	UAESP, 2015
	Remoción Vanadio (%)	60,6	UAESP, 2015
	Remoción Cobre (%)	63,2	UAESP, 2015
	Remoción Mercurio (%)	49,7	UAESP, 2015
	Remoción Arsénico (%)	59,4	UAESP, 2015
	Remoción Selenio (%)	80,8	UAESP, 2015
	Remoción Hierro (%)	18,6	UAESP, 2015
	Remoción Manganeso (%)	19,7	UAESP, 2015
	Remoción Aluminio (%)	41,7	UAESP, 2015
	Remoción Zinc (%)	44,8	UAESP, 2015
	Remoción Plomo (%)	42,9	UAESP, 2015
	Remoción Cobalto (%)	56,9	UAESP, 2015
	Remoción Cromo (%)	49,8	UAESP, 2015
	Remoción Níquel (%)	65,7	UAESP, 2015
	Remoción Boro (%)	37,8	UAESP, 2015
	Remoción Fenoles (%)	1,2	UAESP, 2015
	Remoción Nitrógeno Amoniacal (%)	15,9	UAESP, 2015
Remoción Solidos Suspendidos Totales (%)	63,7	UAESP, 2015	
Remoción DBO (%)	1,6	UAESP, 2015	

D. Anexo: Variables ACV escenario de compostaje (E2)

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Generación	Unidad funcional (kg) RSU	1000	Propia
	Composición por fracción (%)	Tabla 4-3	UAESP, 2011
Clasificación selectiva	Aprovechamiento BSU (%)	25 a 100	UAESP, 2016 y Propia
Recolección BSU	Consumo de diésel (L/kg residuo)	0,0036	Larsen <i>et al</i> , 2009
Transporte BSU	Consumo de diésel (L/kg residuo km)	0,00998	Bovea <i>et al</i> , 2010
Compostaje BSU	Porcentaje BSU degradados (%)	90	EASETECH
	Consumo diésel cargador (L/kg residuo)	1,00E-03	Komilis <i>et al</i> , 2004
	Consumo de electricidad (kWh/kg residuo)	0,15	Komilis <i>et al</i> , 2004
	Emisión al aire CO (kg/kg residuo)	0,39	Komilis <i>et al</i> , 2004
	Emisión al aire NMVOC (kg/kg residuo)	1,00E-06	Komilis <i>et al</i> , 2004
	Tasa de oxidación CO (%)	99,8	EASETECH
	Tasa de oxidación CH4 (%)	0,01	EASETECH
	Tasa de oxidación CO2 (%)	0,19	EASETECH
	Tasa de oxidación N2 (%)	0,1	EASETECH
	Tasa de oxidación NH3 (%)	0,985	EASETECH
	Tasa de oxidación N2O (%)	1,4	EASETECH
	Distribución ST BSU (%)	100	EASETECH
	Distribución ST rechazos (%)	0	EASETECH
Humedad compostaje (%)	18,66	Oviedo <i>et al</i> , 2012	
Humedad rechazos (%)	5	EASETECH	
Transporte Compostaje	Consumo de diésel (L/kg residuo km)	0,00998	Bovea <i>et al</i> , 2010

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Aplicación Compostaje	Emisiones al aire CO ₂ (%)	87	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire CH ₄ (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura C suelo (%)	13	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire N ₂ (%)	52,29	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire N ₂ O (%)	1,5	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire NH ₃ (%)	0,21	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión NO ₃ agua subterránea (%)	10	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión NO ₃ agua superficial (%)	20	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura N plantas (%)	6	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura N suelo (%)	10	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión P suelo (%)	100	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión PO ₃ agua subterránea (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión PO ₃ agua superficial (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura P plantas (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Consumo diésel tractor (L/kg residuo)	0,00057	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Cd (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Cr (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Cu (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Hg (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Ni (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
Sustitución Pb (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006	
Sustitución Zn (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006	

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Aplicación sustitución fertilizante	Emisiones al aire CO ₂ (%)	100	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire CH ₄ (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura C suelo (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire N ₂ (%)	100	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire N ₂ O (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire NH ₃ (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión NO ₃ agua subterránea (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión NO ₃ agua superficial (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura N plantas (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura N suelo (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión P suelo (%)	100	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión PO ₃ agua subterránea (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión PO ₃ agua superficial (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura P plantas (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Cantidad N (kg/kg N)	0,2	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Cantidad K (kg/kg K)	1	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Cantidad P (kg/kg P)	1	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cd (kg/kg N)	1,26E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cd (kg/kg K)	1,40E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cd (kg/kg P)	1,30E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cr (kg/kg N)	6,19E-03	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cr (kg/kg K)	2,04E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cr (kg/kg P)	3,30E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
Sustitución Cu (kg/kg N)	2,14E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997	

	Sustitución Cu (kg/kg K)	3,02E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cu (kg/kg P)	6,05E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Hg (kg/kg N)	2,00E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Hg (kg/kg K)	8,00E-09	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Hg (kg/kg P)	1,35E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Ni (kg/kg N)	1,05E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Ni (kg/kg K)	2,42E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Ni (kg/kg P)	3,65E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Pb (kg/kg N)	2,57E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Pb (kg/kg K)	7,80E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Pb (kg/kg P)	2,40E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Zn (kg/kg N)	9,21E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Zn (kg/kg K)	2,16E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Zn (kg/kg P)	4,80E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997

E. Anexo: Variables ACV escenario de digestión anaeróbica (E3)

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Generación	Unidad funcional (kg)	1000	Propia
	Composición por fracción (%)	Tabla 4-3	UAESP, 2011
Clasificación selectiva	Aprovechamiento BSU (%)	25 a 100	UAESP, 2016 y Propia
Recolección BSU	Consumo de diesel (L/kg residuo)	0,0036	Larsen <i>et al</i> , 2009
Transporte BSU	Consumo de diesel (L/kg residuo km)	0,00998	Bovea <i>et al</i> , 2010
Digestión Anaeróbica	Rendimiento C degradable (%)	70	Naroznova I, 2007
	CH4 en el biogás (%)	63	Naroznova I, 2007
	Pérdida SV	1,89	Naroznova I, 2007
	Coeficiente transferencia gas (%)	0	Naroznova I, 2007
	Coeficiente transferencia digestado (%)	100	Naroznova I, 2007
	Consumo electricidad (kWh/kg residuo)	0,049	Naroznova I, 2007
	Consumo combustible cargador (L/kg residuo)	9,00E-04	Naroznova I, 2007
	Tasa oxidación CH ₄ (%)	98	Naroznova I, 2007
	Tasa oxidación CO ₂ (%)	100	Naroznova I, 2007
	Generación de calor (kWh/m ³ CH ₄)	Calculado por el software	EASETECH
	Consumo de energía (kWh/m ³ CH ₄)	Calculado por el software	EASETECH
	Emisiones NO _x (kg/m ³ CH ₄)	2,68E-03	Naroznova I, 2007
	Emisiones SO ₂ (kg/m ³ CH ₄)	9,50E-05	Naroznova I, 2007
	Emisiones N ₂ O (kg/m ³ CH ₄)	2,45E-06	Naroznova I, 2007
	Emisiones CO (kg/m ³ CH ₄)	1,35E-03	Naroznova I, 2007

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Transporte Digestato	Consumo de diesel (L/kg residuo km)	0,00998	Bovea <i>et al</i> , 2010
Aplicación Digestato	Emisiones al aire CO ₂ (%)	87	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire CH ₄ (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura C suelo (%)	13	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire N ₂ (%)	44,62	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire N ₂ O (%)	1,4	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisiones al aire NH ₃ (%)	0,98	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión NO ₃ agua subterránea (%)	11	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión NO ₃ agua superficial (%)	25	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura N plantas (%)	6	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura N suelo (%)	11	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión P suelo (%)	100	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión PO ₃ agua subterránea (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Emisión PO ₃ agua superficial (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Captura P plantas (%)	0	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Consumo diesel tractor (L/kg residuo)	0,00057	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Cd (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Cr (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Cu (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Hg (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
	Sustitución Ni (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006
Sustitución Pb (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006	
Sustitución Zn (kg/kg residuo)	1	Bruun <i>et al</i> , 2006 & Hansen <i>et al</i> , 2006	

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Aplicación sustitución fertilizante	Emisiones al aire CO ₂ (%)	100	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire CH ₄ (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura C suelo (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire N ₂ (%)	100	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire N ₂ O (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisiones al aire NH ₃ (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión NO ₃ agua subterránea (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión NO ₃ agua superficial (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura N plantas (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura N suelo (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión P suelo (%)	100	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión PO ₃ agua subterránea (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Emisión PO ₃ agua superficial (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Captura P plantas (%)	0	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Cantidad N (kg/kg N)	0,4	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Cantidad K (kg/kg K)	1	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Cantidad P (kg/kg P)	1	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cd (kg/kg N)	1,26E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cd (kg/kg K)	2,80E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cd (kg/kg P)	1,30E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cr (kg/kg N)	6,19E-03	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cr (kg/kg K)	4,08E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cr (kg/kg P)	3,30E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
Sustitución Cu (kg/kg N)	2,14E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997	

	Variable	Valor	Fuente
	Sustitución Cu (kg/kg K)	6,04E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Cu (kg/kg P)	6,05E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Hg (kg/kg N)	2,00E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Hg (kg/kg K)	1,60E-08	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Hg (kg/kg P)	1,35E-07	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Ni (kg/kg N)	1,05E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Ni (kg/kg K)	4,84E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Ni (kg/kg P)	3,65E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Pb (kg/kg N)	2,57E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Pb (kg/kg K)	1,56E-06	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Pb (kg/kg P)	2,40E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Zn (kg/kg N)	9,21E-04	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Zn (kg/kg K)	4,32E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997
	Sustitución Zn (kg/kg P)	4,80E-05	Hansen <i>et al</i> , 2006 & Audsley <i>et al</i> , 1997

F. Anexo: Variables ACV escenario de incineración (E4)

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Generación	Unidad funcional (kg)	1000	Propia
	Composición por fracción (%)	Tabla 4-3	UAESP, 2011
Clasificación selectiva	Aprovechamiento BSU (%)	25 a 100	UAESP, 2016 y Propia
Recolección BSU	Consumo de diésel (L/kg residuo)	0,0036	Larsen <i>et al</i> , 2009
Transporte BSU	Consumo de diésel (L/kg residuo km)	0,00998	Bovea <i>et al</i> , 2010
Incineración	Cambio contenido de energía (MJ/unidad)	-2,445	EASETECH
	Coefficiente transferencia degradación (%)	100	EASETECH
	Consumo de energía (kWh/MJ Energía)	-0,061	EASETECH
	Generación de calor (kWh/MJ Energía)	-0,203	EASETECH
	Consumo de NaOH (kg/kg residuo)	2,40E-05	EASETECH
	Consumo de carbón activado (kg/kg residuo)	1,04E-03	EASETECH
	Consumo de polietileno de alta densidad (kg/kg residuo)	6,00E-07	EASETECH
	Consumo de CaOH ₂ (kg/ kg residuo)	3,40E-04	EASETECH
	Consumo de HCl (kg/ kg residuo)	5,60E-06	EASETECH
	Consumo de agua de proceso (kg/kg residuo)	0,397	EASETECH
	Consumo de CaCO ₃ (kg/kg residuo)	5,67E-03	EASETECH
	Consumo de TMT 15 (kg/kg residuo)	3,95E-04	EASETECH
	Consumo de NH ₃ (kg/kg residuo)	1,53E-03	EASETECH
	Emisión al aire de CO (kg/kg residuo)	3,30E-05	EASETECH
	Emisión al aire de dioxinas (kg/kg residuo)	1,80E-14	EASETECH
	Emisión al aire de HCl (kg/kg residuo)	5,30E-06	EASETECH

Etapa	Variable	Valor	Fuente
Incineración	Emisión al aire de HF (kg/kg residuo)	3,90E-07	EASETECH
	Emisión al aire de NO _x (kg/kg residuo)	8,49E-04	EASETECH
	Emisión al aire de SO ₂ (kg/kg residuo)	2,91E-06	EASETECH
	Emisión al aire de Partículas >10µm (kg/kg residuo)	3,00E-05	EASETECH

G. Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E1

Etapa	Cambio climático (kg CO ₂ -eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kg SO ₂ -eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Recolección	10,7	0,1	0,07	2,6E-06
Transporte	29,6	0,3	0,2	7,1E-06
Construcción y operación del Relleno Sanitario	2,0	0,01	0,009	7,1E-07
Oxidación cobertura diaria	343,9	0,1	0,0	0,0
Oxidación cobertura intermedia	128,3	0,05	0,0	0,0
Oxidación cobertura final	31,5	0,01	0,0	0,0
Venteo	344,6 - 137,8	0,2 - 0,06	0,0	0,0
Combustión y tratamiento generación de energía	-97,5	0,4	0,2	-8,8E-07
Combustión y tratamiento en tea	0,7	0,4	0,3	0,0
Almacenamiento de carbono	-234,1	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	4,4	0,005	0,006	3,8E-08
Lixiviado no recogido	0,0	0,0	0,0	0,02
Total	357,3 - 564,1	1,4 - 1,5	0,8	0,02

H. Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E2

Etapa	Cambio climático (kg CO2-eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kg SO2-eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Recolección BSU	1,6 - 6,5	0,02 - 0,06	0,01 - 0,05	3,9E-07 - 1,6E-06
Transporte BSU	6,9 - 27,4	0,06 - 0,3	0,05 - 0,2	1,6E-06 - 6,6E-06
Compostaje	66,5 - 265,8	0,2 - 0,8	21,3 - 85,3	4,5E-07 - 1,8E-06
Transporte Compostaje	0,4 - 1,4	0,003 - 0,01	0,002 - 0,009	8,6E-08 - 3,4E-07
Aplicación Compostaje	-0,7 - -2,9	-0,001 - -0,006	-9,3E-4 - -3,7E-3	4,9E-09 - 1,9E-08
Recolección	9,1 - 4,2	0,08 - 0,04	0,06 - 0,03	2,2E-06 - 1,0E-06
Transporte	25,1 - 11,7	0,2 - 0,1	0,2 - 0,08	6,0E-06 - 2,8E-06
Construcción y operación del Relleno Sanitario	1,7 - 0,8	0,009 - 0,004	0,007 - 0,003	4,5E-07 - 2,1E-07
Oxidación cobertura diaria	258,4 - 25,5	0,1 - 0,01	0,0	0,0
Oxidación cobertura intermedia	102,9 - 18,1	0,04 - 0,007	0,0	0,0
Oxidación cobertura final	32,9 - 25,1	0,01 - 0,01	0,0	0,0
Venteo	285,6 - 78,9	0,1 - 0,03	0,0	0,0
Combustión y tratamiento generación de energía	-80,8 - 22,3	0,3 - 0,09	0,2 - 0,04	-7,3E-07 - -2,0E-07
Combustión y tratamiento en tea	0,6 - 0,2	0,3 - 0,08	0,3 - 0,08	0,0
Almacenamiento de carbono	-230,3 - -210,4	0,0	0,0	0,0

Etapas	Cambio climático (kg CO₂-eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kg SO₂-eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Tratamiento del lixiviado	1,9 - 0,9	0,002 - 0,001	0,003 - 0,001	1,6E-08 - 8,2E-09
Lixiviado no recogido	0,0	0,0	0,0	0,007 - 0,003
Total	581,5 - 230,8	1,2 - 1,5	22,0 - 85,7	0,007 - 0,003

I. Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E3

Etapa	Cambio climático (kg CO ₂ -eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kg SO ₂ -eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Recolección BSU	1,6 - 6,5	0,02 - 0,06	0,01 - 0,05	3,9E-07 - 1,6E-06
Transporte BSU	6,9 - 27,4	0,06 - 0,3	0,05 - 0,2	1,7E-06 - 6,6E-06
Digestión Anaerobia	-499,2 - -1997,0	-0,7 - 2,7	-0,9 - -3,6	-3,6E-06 - -1,4E-05
Transporte Digestado	3,9 - 15,6	0,04 - 0,1	0,03 - 0,1	9,4E-07 - 3,8E-06
Aplicación Digestado	-2,4 - -9,5	-0,008 - -0,03	0,01 - 0,06	5,7E-08 - 2,2E-07
Recolección	9,1 - 4,2	0,08 - 0,04	0,06 - 0,03	2,2E-06 - 1,1E-06
Transporte	25,1 - 11,7	0,2 - 0,1	0,2 - 0,08	6,0E-06 - 2,8E-06
Construcción y operación del Relleno Sanitario	1,7 - 0,8	0,009 - 0,004	0,007 - 0,003	4,5E-07 - 2,1E-07
Oxidación cobertura diaria	258,4 - 25,5	0,1 - 0,01	0,0	0,0
Oxidación cobertura intermedia	102,9 - 18,1	0,04 - 0,008	0,0	0,0
Oxidación cobertura final	32,9 - 25,1	0,01 - 0,01	0,0	0,0
Venteo	285,5 - 78,9	0,1 - 0,03	0,0	0,0
Combustión y tratamiento generación de energía	-80,8 - -22,3	0,3 - 0,09	0,2 - 0,04	-7,3E-07 - -2,0E-07
Combustión y tratamiento en tea	0,6 - 0,2	0,3 - 0,08	0,3 - 0,08	0,0

Etapa	Cambio climático (kg CO2-eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kg SO2-eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Almacenamiento de carbono	-230,3 - -210,4	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	1,9 - 0,9	0,002 - 0,001	0,003 - 0,001	1,6E-08 - 8,2E-09
Lixiviado no recogido	0,0	0,0	0,0	0,007 - 0,003
Total	-82,2 - -2024,4	-0,7 - -1,9	-0,1 - -2,9	0,007 - 0,003

J. Anexo: Resultados ACV por subproceso para el escenario E4

Etapa	Cambio climático (kg CO ₂ -eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kg SO ₂ -eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Recolección BSU	1,6 - 6,5	0,02 - 0,06	0,01 - 0,05	3,9E-07 - 1,6E-06
Transporte BSU	6,9 - 27,4	0,06 - 0,3	0,05 - 0,2	1,7E-06 - 6,6E-06
Incineración	-379,1 - -1516,0	-0,5 - -2,0	-0,8 - -3,2	-1,9E-06 - -7,9E-06
Recolección	9,1 - 4,2	0,08 - 0,04	0,06 - 0,03	2,2E-06 - 1,0E-06
Transporte	25,1 - 11,7	0,2 - 0,1	0,2 - 0,08	6,0E-06 - 2,8E-06
Construcción y operación del Relleno Sanitario	1,7 - 0,8	0,009 - 0,004	0,007 - 0,003	4,5E-07 - 2,1E-07
Oxidación cobertura diaria	258,4 - 25,5	0,1 - 0,01	0,0	0,0
Oxidación cobertura intermedia	102,9 - 18,1	0,04 - 0,008	0,0	0,0
Oxidación cobertura final	32,9 - 25,1	0,01 - 0,01	0,0	0,0
Venteo	285,6 - 78,9	0,1 - 0,03	0,0	0,0
Combustión y tratamiento generación de energía	-80,8 - -22,3	0,3 - 0,09	0,2 - 0,04	-7,3E-07 - -2,0E-07
Combustión y tratamiento en tea	0,6 - 0,2	0,3 - 0,08	0,3 - 0,08	0,0
Almacenamiento de carbono	-230,3 - -210,4	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	1,9 - 0,9	0,002 - 0,001	0,003 - 0,001	1,6E-08 - 8,2E-09

Etapa	Cambio climático (kg CO2-eq/t)	Formación de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC/t)	Acidificación Terrestre (kg SO2-eq/t)	Eutrofización (kg P-eq/t)
Lixiviado no recogido	0,0	0,0	0,0	0,007 - 0,003
Total	36,5 - -1550,0	0,8 - -1,3	-0,05 - 2,7	0,007 - 0,003

K. Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E1

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Recolección	Consumo de Diesel (l/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Transporte	Consumo de Diesel (l/kg residuo km)	0,0	0,1	0,1	0,0
Construcción y operación	Consumo de Diesel (l/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	Acero (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	Aluminio (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	PVC (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	PP (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	PEHD (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	Consumo de electricidad (kW/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	Gravilla (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	Arcilla (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Construcción y operación	Cobre (kg/kg residuo)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Triclorobenceno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Metano (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Fenol (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	CO (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Diclorobenceno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Cloruro de etilo (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Adición de sustancias biogás	Clorometano (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Naftaleno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Mercurio (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Ácido sulfhídrico (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	NMVOG (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Cloruro de vinilo (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Tricloroetileno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Tetracloroetileno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Benceno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Clorobenceno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Etilbenceno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Propilbenceno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Diclorometano (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Cloroformo (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Tetracloruro de carbono (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Xilenos (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	Tolueno (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	CFC11 (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	CFC12 (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	CFC113 (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	HCFC21 (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Adición de sustancias biogás	HCFC22 (g/m3)	0,0	0,0	0,0	0,0
Uso del biogás	Porcentaje de biogás emitido (%)	0,6	0,6	0,9	0,0
Uso del biogás	Porcentaje de biogás utilizado (%)	0,6	0,0	0,3	0,0

Etap	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Generación de lixiviados	Infiltración neta o precipitación (mm/año)	0,0	0,0	0,0	1,0
Generación de lixiviados	Altura de la capa de residuos (m)	0,0	0,0	0,0	0,9
Generación de lixiviados	Densidad de compactación (t/m3)	0,0	0,0	0,0	0,9
Recolección del lixiviado	Recolección para 80 años (%)	0,0	0,0	0,0	8,4
Recolección del lixiviado	Recolección para 80 años (%)	0,0	0,0	0,0	0,1
Recolección del lixiviado	Recolección para 20 años (%)	0,0	0,0	0,0	2,1
Recolección del lixiviado	Recolección para 20 años (%)	0,0	0,0	0,0	2,1
Tratamiento del lixiviado	Remoción As (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción Ba (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción Ca (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción Cd (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Cl (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Cr (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Cr+6 (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Co (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Cu (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Fe (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Pb (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Mg (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Mn (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Hg (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Ni (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Se (%)	0,0	0,0	0,0	0,0

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Ag (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Na (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de V (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Zn (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Benceno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Naftaleno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Etilbenceno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Tolueno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Xileno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Fenol (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Cloroetano (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Tricloroetano (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Tetracloroetano (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Diclorometano (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Cloroformo (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Tetraclorometano (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Clorobenceno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Diclorobenceno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Propilbenceno (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Monocloroetano (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Dioctil-ftalato (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de DBO ₅ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de DQO (%)	0,0	0,0	0,0	0,0

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Tratamiento del lixiviado	Remoción de SST (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de NH ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de PO ₄ (%)	0,0	0,0	0,0	0,7
Tratamiento del lixiviado	Remoción de SO ₄ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Be (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Mo (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Li (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de Al (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Tratamiento del lixiviado	Remoción de B (%)	0,0	0,0	0,0	0,0

L. Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E2

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Clasificación selectiva	Clasificación BSU (%)	0,2	0,0	1,0	0,2
Recolección BSU	Consumo de Diesel (l/kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Transporte BSU	Consumo de Diesel (l/kg km)	0,0	0,0	0,0	0,0
Degradación Compostaje	% Degradado Agua	0,0	0,0	0,0	0,0
Degradación Compostaje	% Degradado Sólidos Volátiles	0,0	0,0	0,0	0,0
Degradación Compostaje	% Degradado C	0,1	0,0	0,0	0,0
Degradación Compostaje	% Degradado N	0,0	0,0	1,0	0,0
Degradación Compostaje	Consumo Diesel Cargador (l)	0,1	0,2	0,0	0,0
Degradación Compostaje	Consumo energía (kWh)	0,0	0,0	0,0	0,0
Degradación Compostaje	Emisiones al aire CO ₂ (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Degradación Compostaje	Emisiones al aire NMVOC (kg)	0,0	10,0	0,0	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg CO ₂ no fósil (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg CH ₄ no fósil oxidado (%)	8,5	1,1	0,0	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg CO ₂ producto CH ₄ oxidado (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg N (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg NH ₃ (%)	0,0	0,0	77,1	0,0
Emisiones al aire Compostaje	kg N ₂ O (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Distribución de Sólidos Totales	Degradación TS (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Cambio humedad Compostaje	Humedad (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Cambio humedad Rechazos	Humedad (%)	0,0	0,0	0,0	0,0

Etapas	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Transporte Compostaje	Consumo de Diesel (L/kgkm)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Aire C (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Aire N ₂ O (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Aire NH ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Agua GW NO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Agua SW NO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión N (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión N (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Agua GW PO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Agua SW PO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Agua P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Consumo de Diesel (L/kgkm)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Cd (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Cr (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Cu (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Hg (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Ni (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Pb (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Aplicación Compostaje	Emisión Zn (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Aire CH ₄ (%)	0,3	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Suelo C (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Aire N ₂ O (%)	0,3	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Aire NH ₃ (%)	0,0	0,0	0,1	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Agua GW NO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Agua SW NO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión N (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión N (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Agua GW PO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Agua SW PO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Emisión Agua P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Substitución de Fertilizante	Cantidad de N fertilizante (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Cantidad de K fertilizante (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución de Fertilizante	Cantidad de K fertilizante (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0

M. Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E3

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Clasificación selectiva	Clasificación alimentos (%)	7,9	1,3	8,3	0,2
Recolección BSU	Consumo de Diesel (l/kg)	0,0	0,0	0,1	0,0
Transporte BSU	Consumo de Diesel (l/kg km)	0,1	0,1	0,4	0,0
Digestión Anaerobia	% C degradado	6,1	1,0	8,0	0,0
Digestión Anaerobia	% CH ₄ en el biogás	0,1	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Pérdida de SV	0,1	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Consumo de energía (kWh/kg)	0,0	0,0	0,1	0,0
Digestión Anaerobia	Consumo de diésel (l/kg)	0,1	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Emisiones CH ₄ (%) fósil	0,1	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Emisiones CO ₂ (%)	0,1	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Emisiones CH ₄ (%) no fósil	0,0	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Emisiones NO _x (kg)	0,1	0,0	0,2	0,0
Digestión Anaerobia	Emisiones SO ₂ (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Emisiones N ₂ O (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Digestión Anaerobia	Emisiones CO (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Transporte Digestado	Consumo de Diesel (l/kg km)	0,0	0,1	0,2	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones C (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones NO ₂ (%)	0,1	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones NH ₃ (%)	0,0	0,0	0,3	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones NO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones NO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Consumo Diesel tractor (l/kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones CO ₂ (%)	2,5	0,1	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones CO ₂ (%)	0,3	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	5,2	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	29,1	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones N ₂ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Emisiones P (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Porcentaje N fertilizante (kg)	0,1	0,0	0,2	0,0
Substitución fertilizante	Porcentaje K fertilizante (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Substitución fertilizante	Porcentaje P fertilizante (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0

N. Anexo: Resultados análisis de sensibilidad para el escenario E4

Etapa	Parámetro	SR CC	SR FOF	SR A	SR E
Clasificación selectiva	Clasificación alimentos (%)	1763,6	1,0	1,0	0,2
Recolección BSU	Consumo de Diesel (l/kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Transporte BSU	Consumo de Diesel (l/kg km)	0,2	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Cambio en el contenido de energía (MJ/unidad)	6,1	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Eficiencia Consumo Energía (%)	5,2	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Eficiencia generación Calor (%)	2,7	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo NaOH (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo carbón activado (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo Polietileno (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo Ca(OH) ₂ (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo HCl (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo agua (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo CaCO ₃ (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo TMT 15 (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Consumo NH ₃ (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Emisión CO ₂ (kg)	17,7	0,2	0,0	0,0
Incineración BSU	Emisión de dioxinas (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Emisión de HCl (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Emisión de HF (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0
Incineración BSU	Emisión de NO _x (kg)	0,0	1,0	0,6	0,0
Incineración BSU	Emisión de SO ₂ (kg)	0,0	0,0	0,4	0,0
Incineración BSU	Emisión de PM10 (kg)	0,0	0,0	0,0	0,0

O. Anexo: Sensibilidad para la caracterización de los RSU

Tabla 5-1: Caracterización de los RSU generados en Bogotá D.C (Fuente: UAESP, 2015).

Fracción	Porcentaje (%)
Materia orgánica	65,48
Cartón	2,92
Papel	5,19
Plástico	15,55
Caucho	0,64
Textil	5,52
Vidrio	1,17
Cerámica	0,09
Cuero	0,86
Hueso	0,41
Madera	0,71
Metales	0,68
Otros	0,78
Total	100

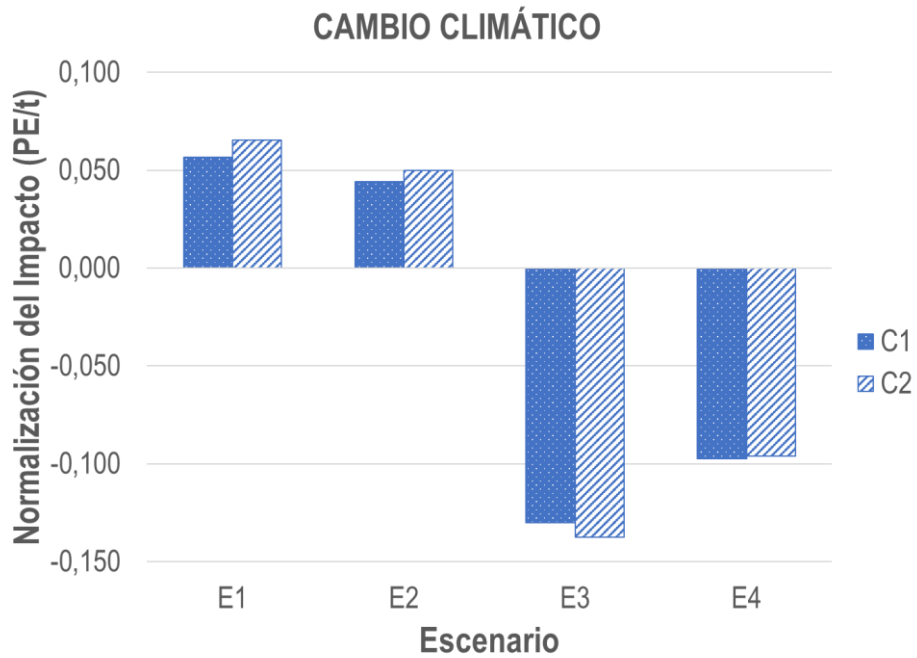


Figura 5-2: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de cambio climático para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).

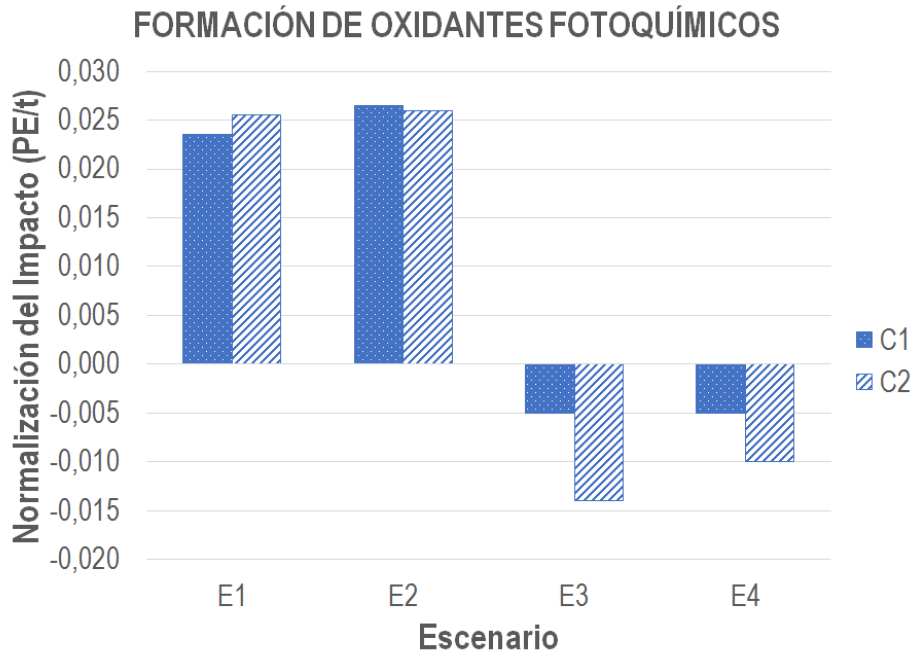


Figura 5-3: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).

E1: Escenario base (RSDJ con aprovechamiento de biogás); E2: Compostaje BSU; E3: Digestión Anaerobia BSU; E4: Incineración BSU; C1: Caracterización UAESP & JICA 2013; C2: Caracterización UAESP 2015.

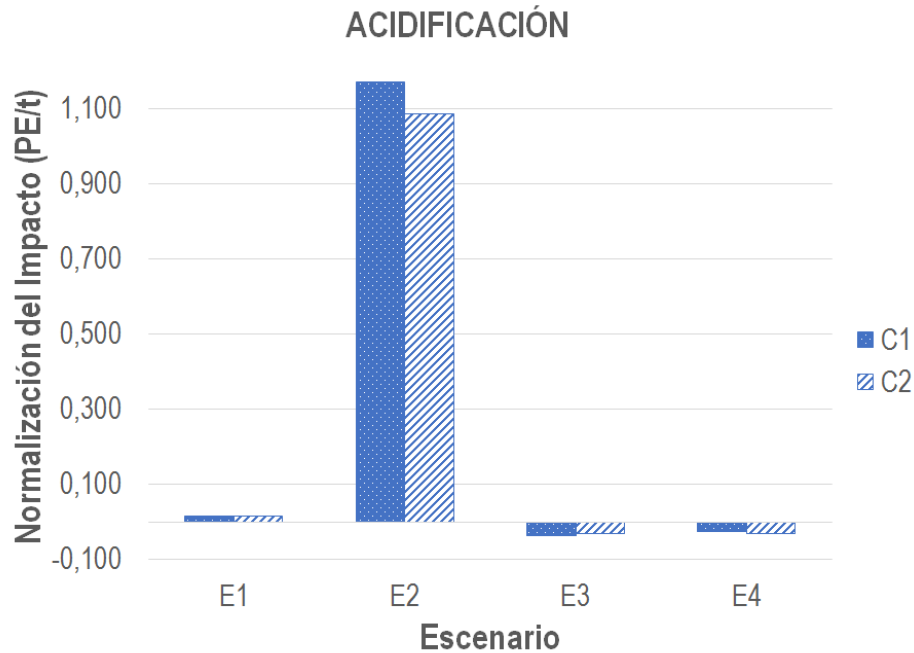


Figura 5-4: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de acidificación para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).

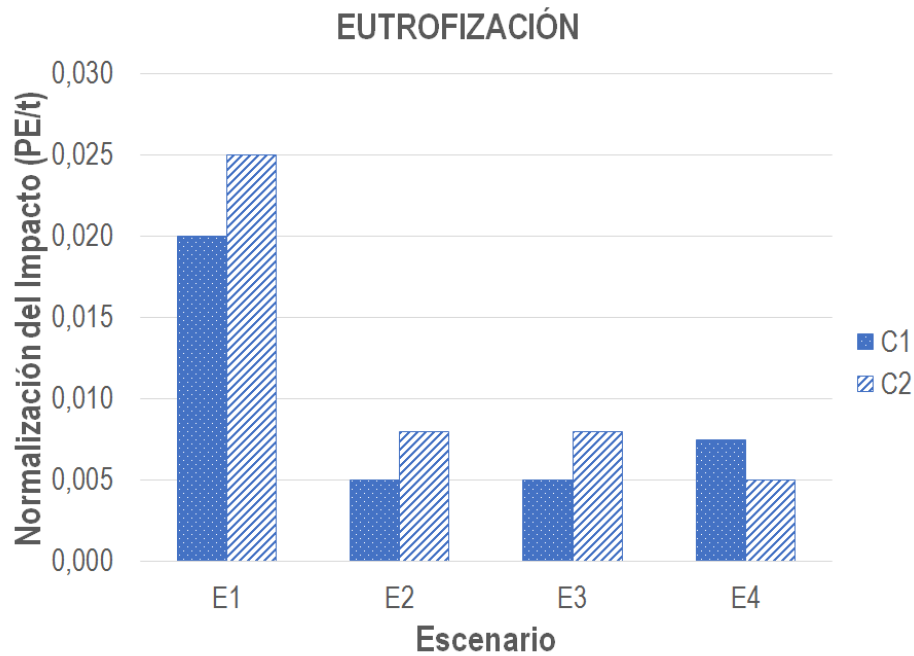


Figura 5-5: Comparación de resultados entre las dos caracterizaciones para la categoría de eutrofización para el aprovechamiento del 100% de los BSU (Fuente: autor).

E1: Escenario base (RSDJ con aprovechamiento de biogás); E2: Compostaje BSU; E3: Digestión Anaerobia BSU; E4: Incineración BSU; C1: Caracterización UAESP & JICA 2013; C2: Caracterización UAESP 2015.

Bibliografía

Aguas de Bogotá S.A ESP. 2015. Datos básicos para la flota de aseo. Información suministrada por la gerencia general vía correo electrónico.

Aguas de Bogotá S.A ESP. 2015. Consultado en la red: <http://www.aguasdebogota.co/servicios/>

Andersen J.K., Boldrin A., Christensen T.H., Scheutz C. 2012. *Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling*. Elsevier, Waste Management 32 (2012) 31–40.

Aye L., Widjaya ER., 2006. Environmental and economic analysis of waste disposal options for traditional markets in Indonesia. Waste Management; 26(10):1180–91.

Bare J., Hofstetter P., Pennington D, Udo de Haes H. 2000. Life Cycle Impact Assessment Workshop Summary Midpoint versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits [en línea]. Brighthon. Consultado en la red: <http://www.clu-in.org/conf/tio/lcia/ijlca-midpt-endpt.pdf>

Bjorklund A, Dalemo M, Sonesson U. Evaluating a municipal waste management plan using ORWARE. J Cleaner Prod 1999;7:271–80.

Boldrin, A., Andersen, J.K., Moller, J., Favorino, E., Christensen, T. 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Elsevier, *Journal of Waste Management and Research* 27, 1010 – 1020.

Boldrin A., Neidel L., Damgaard A., Bhandar S., Møller J., Christensen, T. 2010. Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. Elsevier, *Journal of Waste Management*. Pp. 619-630.

Bovea M., Ibáñez-Forés V., Gallardo A., Colomer F. 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. Elsevier, *Journal of Waste Management*. Volumen 30. Pp. 2383- 2395.

Buitrago, R. 2014. Evaluación de los efectos ambientales de la gasolina, diesel, biodiesel y etanol carburante en Colombia por medio del análisis de ciclo de vida. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia. Disponible en la web: <http://www.bdigital.unal.edu.co/50031/1/02300580.2014.pdf>

Buratti C., Barbanera M., Testarmata F., Fantozzi F. 2015. *Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: an Italian case study*. Elsevier, *Journal of Cleaner Production* 89 (2015) 125 -136.

Cherubini F., Bargigli S. y Ulgiati S. 2008. *LCA of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy*. Elsevier, *Waste Management* 28 (2008) 2552-2564.

Cherubini F., Bargigli S. y Ulgiati S. 2009. *LCA of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration*. Elsevier, *Energy* 34 (2009) 2116-2123.

Christensen T., Bhandar G., Lindvall H. *et al.* 2007. *Experiences on the use of LCA modeling (EASEWASTE) in waste management*. Technical University of Denmark. DK-2800 Kgs. Lyngby, Denmark.

Christensen, T. 2011. *Solid Waste Technology and Management*. Vol 1 and 2. Wiley. Dinamarca: Blackwell Publishing Ltd. 1015 p.

Clavreul J., Baumeister H., Christensen T., Damgaard A. 2014. An environmental assessment system for environmental technologies. Elsevier, *Environmental Modelling & Software* 60 (2014) 18-30.

Colomer F. y Gallardo A. 2007. *Tratamiento y gestión de Residuos Sólidos*. Universidad Politécnica de Valencia. Editorial UPV. Ref: 2007.4283.

Comisión reguladora de agua potable y saneamiento básico CRA. 2005. Informe Dirección Ejecutiva – Los Residuos Sólidos en Colombia. Mayo 5, Bogotá D.C.

Cuéllar, Y., Buitrago-Tello, R. & Belalcazar-Ceron, L. C. 2016. Life cycle emissions from a bus rapid transit system and comparison with other modes of passenger transportation. *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*, 6 (3), 25-36. Consultado en la red: http://www.ing.unal.edu.co/grupos/calidad_aire/doc/Belalcazar.pdf.

Damgaard, A. 2010. *Implementation of life cycle assessment models in solid waste management*. PhD Thesis. Denmark: Technical University of Denmark. Department of Environmental Engineering. 200 p.

Damgaard, A., Riber, C., Fruergaard, T., Hulgaard, T., Christensen, T. 2010. Life cycle assessment of the historical development of air pollution control and energy recovery in waste incineration. En: Waste management. 7 p.

Departamento Nacional de Estadística (DANE). 2009. Información estadística: Colombia, proyecciones de población municipales por área 2005-2020. Bogotá D.C: Departamento Administrativo Nacional de Estadística, 2009. Consultado en la red: <http://www.dane.gov.co>

EASETECH. 2013. User manual. Dinamarca: Department of Environmental Engineering, DTU. 39 p.

EASETECH. 2015. Consultado en la red: <http://www.easetech.dk>

European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (EC-JRC). 2012. Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. February 2012. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union. Edlmann W, Schleiss K, Joss A, 2000. Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes. Water Sci Technol;41(3):263–73. Consultado en la red: <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/LCIA-characterization-factors-of-the-ILCD.pdf>

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2015. Consultado en la red: <http://www.epa.gov>

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2012. Global anthropogenic emissions of non-CO₂ greenhouse gases: 1990 – 2030. 1200 Pennsylvania Avenue, NW, Washington, DC 20460.

Eriksson, O., 2000. A systems perspective of waste and energy. Licentiate thesis. TRITA-KET-IM 2000:16. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, ISSN 1402-7615.

Fernandez-Nava Y., Del Río J., Rodríguez-Iglesias J., Castrillon L., Marañón E., 2014. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production* 81 (2014) 178e189.

Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R. Fahey, D., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Van Dorland, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. En: *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Chapter 2.* Cambridge. 234 p.

Giraldo, E. 2001. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. *Revista de Ingeniería.* Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Número 14. ISSN 0121-4993. Bogotá D.C, Colombia.

Gómez, D. 2013. Utilizando el análisis de ciclo de vida para el manejo sostenible de los residuos sólidos en Bogotá. *Revista de investigación de la facultad de ingeniería ONTARE.* Universidad EAN. Vol. 1 Num.1. Consultado en la red: <http://journal.ean.edu.co/index.php/Revistao/article/view/1209>

Gómez, M. 2009. Aplicaciones de Técnica de Ciclo de Vida al diseño de un Sistema de gestión de residuos urbanos para la ciudad de Chihuahua. Tesis Doctoral. Universidad Rovira I Virgili. Tarragona, 2009.

Gonzalez, E. 2008. Análisis comparativo por zonas de la calidad del lixiviado respecto al tiempo de residencia en el Relleno Sanitario Doña Juana. Universidad El Bosque. Bogotá, Colombia. Consultado en la red: <http://oab.ambientebogota.gov.co/es/con-la-comunidad/ES/analisis-comparativo-por-zonas-de-la-calidad-del-lixiviado-respecto-al-tiempo-de-residencia-en-el-relleno-sanitario-dona>

Güereca, L.P., Gasso, S., Baldasano, J.M., y Jimenez-Guerrero, P., 2006. Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. Resour. Conserv. Recycl. 49, 32e48.

Guinée, J., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Koning, D., Oers, L., Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de haes, H., Brujin, H., Duin, R., Huijbregts, M., Lindeijer, E., Roorda, A., Ven, B., Weidema, B. 2001. Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards. Consultado en la red: <http://www.isa.utl.pt/der/ASAmb/DocumentosAulas/Recipe/Handbook%20on%20Life%20Cycle%20Assessment.pdf>

Gunamantha, M., Sarto, 2012. Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options: case study of Kartamantul region, Yogyakarta. Renew. Energy 41, 277e284.

Hauschild, M., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margni, M.; De schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R. 2012. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. En: Springer-verlag. 15 p.

Heijungs, R. y Kleijn, R. 2001. Numerical approaches toward life cycle interpretation: five examples. Leiden: Centre of Environmental Science (CML). Leiden University. 15 p.

Hincapie, I., Estévez, S., Giraldo, E. Análisis y comportamiento de compuestos orgánicos volátiles (COV) en las emisiones del biogas proveniente del relleno sanitario de Doña Juana. Consultado en la red: https://www.researchgate.net/profile/Eugenio_Giraldo/publication/237232058_ANALISIS_Y_COMPORTEAMIENTO_DE_COMPUESTOS_ORGANICOS_VOLATILES_COV_EN_LAS_EMISIONES_DEL_BIOGAS_PROVENIENTE_DEL_RELLENO_SANITARIO_DE_DON_A_JUANA/links/0f31752faaa638dadb000000/ANALISIS-Y-COMPORTAMIENTO-DE-COMPUESTOS-ORGANICOS-VOLATILES-COV-EN-LAS-EMISIONES-DEL-BIOGAS-PROVENIENTE-DEL-RELLENO-SANITARIO-DE-DONA-JUANA.pdf

Hoorweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste – A Global Review of Solid Waste Management. World Bank, Washington DC, USA.

Hristovski K., Olson L., Hild N. et al. 2007. *The municipal solid waste system and solid waste characterization at the municipality of Veles, Macedonia*. Waste Management 27 (11), 1680-1689.

Instituto de Hidrología, Estudios Ambientales y Meteorología (IDEAM). 2017. Consultado en la red: http://atlas.ideam.gov.co/presentacion/http://atlas.ideam.gov.co/basefiles/Precipitacion_Anual.pdf y http://atlas.ideam.gov.co/basefiles/Temp_Med_Anual.pdf

Instituto de Hidrología, Estudios Ambientales y Meteorología (IDEAM). 2016. Consultado en la red: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023634/INGEI.pdf>

ISO 14044. 2006. *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva, Switzerland, International Standard Organisation: 54.

Juárez C., Güereca L. y Gassó S. 2008. Análisis de ciclo de vida del sistema de gestión de residuos municipales de la Ciudad de México. I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Redisa. Castellón, 23-24 de Julio de 2008.

Karak, T., Bhagat, R.M., Bhattacharyya, P., 2012. Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 1509–1630.

Klinger R, Olaya J, Marmolejo L *et al.* 2009. Plan de muestreo para la cuantificación de residuos sólidos residenciales generados en las zonas urbanas de ciudades de tamaño intermedio. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia* 48, 76-86.

Komilis, D.P., 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 (11), 2004.

Larsen, A., Vegoc, M., Christensen, T., Lieberknecht, P. 2009. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Management and research*.

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H., Hauschild, M.Z., 2014. Review of LCA applications to solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34, 573–590.

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H., Hauschild, M.Z., 2014. Review of LCA applications to solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34, 573–590.

Liu, Y., Ni, Z., Kong, X., Jianguo, L. 2017. Greenhouse gas emissions from municipal solid waste with a high organic fraction under different management scenarios. Elsevier. *Journar of Cleaner Production* 147. 451-457.

Manfredi, S. Niskanen, A., Christensen, T. 2009. Environmental assessment of gas management options at the Old Ämmässuo landfill (Finland) by means of LCA-modeling (EASEWASTE). En: *Waste Management*.

Marmolejo L., Torres P., Oviedo E. *et al.* 2009. Flujo de residuos: Elemento base para la sostenibilidad del aprovechamiento de residuos sólidos municipales. *Revista Ingeniería y Competitividad*. Volumen 11, N° 2, p 79-93.

Mata-Álvarez J., 2001. Tecnologías para el tratamiento de los residuos orgánicos y su adecuada técnica. *Residuos*;60:42–50.

McDougall F., White P., Franke M. y Hindle P. 2002. *Integrated Solid Waste. Management: a life cycle inventory*. Blackwell Publishing. UK.

Mendes M., Aramaki T. y Hanaki K. 2004. *Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA*. Elsevier, *Resources Conservation and Recycling* 41 (2004) 47-63.

Miliute, J., Kazimieras Staniskis, J., 2010. Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: the case of Lithuania. Waste Manag. Res. 28, 298e308.

Miliute, J., Staniskis, J.K., 2010. Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: the case of Lithuania. Waste Manag. Res. 28, 298e308.

Ministerio del Medio Ambiente MMA. 2002. Selección de tecnologías de manejo integral de residuos sólidos. Guía. ISBN 958-9487-39-4. Colombia.

Montejo, C., Tonini, D., Marquez, M.C., Astrup, T.F., 2013. Mechanical biological treatment: performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. J. Environ. Manage. 128, 661e673.

Moreno J., Moral, R. 2007. Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 530 p.

ICONTEC. 2007. Norma Técnica Colombia (NTC) 14040. Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida, principios y referencias. Consultado en la red: http://files.control-ambiental5.webnode.com.co/200000127-a0991a28c5/NTC-ISO14040-2007%20Análisis_CicloVida.pdf

Ole, Andreas. 2013. Landfilling in EASETECH: data collection and modelling of the landfill modules in EASETECH. Dinamarca: DTU. 46 p.

Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (ONUDI). 2007. Guía para la gestión integral de los residuos sólidos urbanos. Consultado en la red: <https://open.unido.org/api/documents/4745768/download/GUIA%20PARA%20LA%20GESTI%C3%93N%20INTEGRAL%20DE%20LOS%20RESIDUOS%20S%C3%93LIDOS%20URBANOS>

Ordoñez M. 2011. Evaluación de la generación de biogás en rellenos sanitarios en Colombia en el marco del protocolo de Kyoto. Universidad Tecnológica de Pereira, Facultad de Tecnologías. Pereira, 2011.

Oviedo, R., Marmolejo, L., Torres, P. 2012. Perspectivas de aplicación del compostaje de biorresiduos provenientes de residuos sólidos municipales. Un enfoque desde lo global a lo local. Revista de Ingeniería. Universidad de Medellín. Vol. 11, No. 20, pp. 67-76. Medellín, Colombia.

Programa de Investigación en Residuos Sólidos (PIRS). 2017. Estudio dirigido por el profesor Oscar Javier Suárez Medina para la UAESP. Bogotá D.C, Colombia.

Ramírez S. 2010. Análisis normativo del manejo de residuos sólidos urbanos y de manejo especial en la zona metropolitana del municipio de San Luis Potosí. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Septiembre 2010.

Rodríguez S. y Córdova V. 2006. Manual de compostaje municipal: Tratamiento de residuos sólidos urbanos Editada por: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), Instituto Nacional de Ecología (INE) y Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GMBH. Primera edición: septiembre 2006.

Sakurai, K. 1990. Improvement of solid waste planning in developing countries. Institute for International Cooperation – Japan International Cooperation Agency, Technical Handbook Series, Volumen 1, Ref IIC-JR-24.

Secretaría Distrital de Ambiente (SDA). 2010. Diagnóstico de la situación actual de los residuos peligrosos generados en el Distrito Capital. ISBN 978-958-9387-70-2. Alcaldía Mayor de Bogotá. Bogotá D,C , Colombia.

Secretaría Distrital de Salud (SDS). 2010. Diagnostico local con participación social 2009-2010. Localidad de Usme. Alcaldía Mayor de Bogotá. Bogotá D.C, Colombia.

SCS Engineers. 2007. Informe de Evaluación Relleno Sanitario Doña Juana Bogotá, Colombia. 11260 Roger Bacon Drive. Reston, Virginia 20190. 103.471.6150.

Smith AC and Brown KB., 2002. Waste management options and climate change. In: Gestion des dechets et changement ´ climatique. Proc. Colloque europeen.

Sojo A. ca 2001. El análisis de ciclo de vida: elemento clave para la adecuada gestión de residuos. Centro de Análisis de Ciclo de Vida y Diseño Sustentable. Cautitlán Izacalli, Estado de México.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. 1994. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Traducido por Juan Tero, Jose Gil y Marcel Szanto. Vol 1. España: McGraw-Hill. 607p. ISBN 84-481-1778-6.

Tchobanoglous G. y Kreith F. 2002. *Handbook of solid waste management*. McGraw- Hill. Segunda edición.

Torre N., 2012. Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV) de una planta de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU). Universidad de Cantabria. Escuela Técnica de Ingenieros Industriales y de Telecomunicación.

Torres, P., Barba, L., Ojeda, C., Martínez, J., Castaño, Y. 2014. Influencia de la edad de lixiviados sobre su composición físico-química y su potencial de toxicidad. Santiago de Cali: Universidad del Valle. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 17(1). pp. 245-255.

Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos (UAESP). 2016. Guía técnica para el aprovechamiento de residuos orgánicos a través de metodologías de compostaje y Lombricultura. Consultado en la red: http://www.uaesp.gov.co/images/Guia-UAESP_SR.pdf

UAESP. 2014. Documento para discusión modelo de aprovechamiento propuesto Recolección, Transporte, Clasificación y Pesaje. Subdirección de Aprovechamiento.

UAESP. 2013. Proyecto de Estudio del Plan Maestro para el Manejo Integral de Residuos Sólidos en Bogotá D.C. Informe Final, Volumen II. Informe Principal I. Noviembre, 2013.

UAESP. 2012. Política de Basura Cero Bogotá Humana. Secretaría Distrital de Hábitat. Bogotá D.C, Colombia.

UAESP. 2011. Caracterización de los residuos sólidos residenciales generados en la ciudad de Bogotá D.C. V.02/29/2012. Bogotá D.C, Diciembre de 2011.

UT Inter DJ. 2012. Resultados de la caracterización de los lixiviados para las diferentes zonas del Relleno Sanitario Doña Juana. Información suministrada por la gerencia. Bogotá, Colombia.

Van zelm, R., Huijbregts, M., Den hollander, H., Van jaarsveld, H., Sauter, F., Van wijnen, H., Van de meent, D. 2008. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. En: Atmospheric Environment. Netherlands. pp. 441-453.

Vergara, S.E., Damgaard, A., Horvath, A., 2011. Boundaries matter: greenhouse gas emission reductions from alternative waste treatment strategies for California's municipal solid waste. *Resour. Conserv. Recycl.* 57, 87e97.

Vergara, S, Damgaard, A., Gómez, D. 2016. The Efficiency of Informality: Quantifying Greenhouse Gas Reductions from Informal Recycling in Bogotá, Colombia. Wiley on line library. *Journal of industry ecology*. Volume 20, Issue, Pages 107–119.

Villalba, J. 2005. Alternativas de tratamiento y manejo para los residuos sólidos urbanos generados en la isla de San Andrés. Tesis de Maestría. Universidad de los Andes. Bogotá D.C, Colombia.

Weitz KA, Thorneloe SA, Nishtala SR, Yarkosky S, Zannes M. The impact of municipal solid waste management on greenhouse gases emissions in the United States. *J Air Waste Manage Assoc* 2002;52:1000–11.

Winkler J. y Bilitewski B. 2007. *Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management*. Elsevier, Waste Management 27 (2007) 1021-1031.

Wittmaier M., Langer S. y Sawilla B. 2009. *Possibilities and limitations of LCA in the development of waste utilization systems - Applied examples for a region in Northern Germany*. Elsevier, Waste Management 29 (2009) 1732-1738.

Yang N., Damgaard A., Lü F., Shao L., Brogaard L. K., He P.J. 2014. *Environmental impact assessment on the construction and operation of municipal solid waste sanitary landfills in developing countries: China case study*. Elsevier, Waste Management 34 (2014) 929–937.

Yao, S., Xuan, Z., Fang-fang, X., Qi-qi, Z.; Jiao-yan, K., Jing, W., Ruo, H. 2013. Diversity and activity of methanotrophs in landfill cover soils with and without landfill gas recovery systems. *En: Systematic and Applied Microbiology*. pp. 200-207.

Yoshida H., Gable J. J., Park J. K. 2012. *Evaluation of organic waste diversion alternatives for greenhouse gas reduction*. Elsevier, Resources, Conservation and Recycling 60 (2012) 1– 9.