

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

***Modelado de los impactos ambientales de
la disposición final de residuos sólidos
urbanos en rellenos sanitarios basado en el
Análisis de Ciclo de Vida***

*Trabajo de tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y Tecnología de la
Universidad Nacional de General Sarmiento*

Autor: Lic. María Daniela Caprile

Director: Dra. Bárbara Civit

Fecha: 9 de marzo de 2020

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).

Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

- k.** Descripción física del trabajo de Tesis (cantidad total de páginas, imágenes, planos, videos, archivos digitales, etc.): **la tesis consta de 134 páginas en total y contiene 21 figuras y 10 tablas.**

- l.** Alcance geográfico y/o temporal de la Tesis: **residuos sólidos urbanos de la Región del Gran Buenos Aires depositados en el Complejo Ambiental Norte III de CEAMSE en el período comprendido entre 1996 -2017.**

- m.** Temas tratados en la Tesis (palabras claves): Impactos Ambientales, Residuos Sólidos Urbanos, Análisis de Ciclo de Vida, Relleno Sanitario, Gases de Efecto Invernadero.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

RESUMEN EN ESPAÑOL

En la República Argentina existe una carencia de estudios que aborden el análisis de los impactos ambientales de la disposición final de los residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios mediante la aplicación de herramientas con enfoque de Ciclo de Vida. El aporte original de esta tesis fue la adaptación del modelo conceptual desarrollado por Doka (2009) para el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos sólidos urbanos que son depositados en relleno sanitario; *a partir de la incorporación de un factor de oxidación en la superficie del relleno y de la modelización de escenarios*. La aplicación de este modelo adaptado al caso de estudio del relleno sanitario del Complejo Ambiental Norte III de CEAMSE permitió modelar diferentes escenarios de gestión y alertar sobre los impactos ambientales potenciales cuando se gestionan los residuos sólidos urbanos sin considerar el perfil ambiental de la disposición de estos residuos en rellenos sanitarios, obtenido mediante herramientas con enfoque de Ciclo de Vida.

RESUMEN EN PORTUGUES

Na República da Argentina faltam estudos que abordem a análise dos impactos ambientais da disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, por meio da aplicação de ferramentas com abordagem de Ciclo de Vida. A contribuição original desta tese foi a adaptação das metodologias existentes para o cálculo das emissões líquidas e gasosas de resíduos sólidos urbanos depositados em aterros (Doka, 2009), *a partir da incorporação de um fator de oxidação na superfície do Cenários de preenchimento e modelagem*. A aplicação desse novo modelo ao estudo de caso do aterro CEAMSE Norte III demonstrou sua capacidade de modelar diferentes cenários de manejo e alertar sobre possíveis impactos ambientais ao gerenciar resíduos urbanos sólidos, sem considerar o perfil ambiental do descarte desses resíduos em aterros, obtidos por meio de ferramentas com uma abordagem do Ciclo de Vida.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

RESUMEN EN INGLES

In Argentine there is a lack of studies that address the assessment of environmental impacts of urban solid waste in sanitary landfills with a Life Cycle approach. The original contribution of this thesis was the adaptation of the model developed by Doka (2009) for the calculation of liquid and gaseous emissions of urban solid waste that are deposited in landfill, *through the incorporation of an oxidation factor on the surface of the landfill and the modeling of scenarios*. The application of this new model to the case study of the sanitary landfill of CEAMSE Norte III demonstrated its ability to model different waste management scenarios and alert on potential environmental impacts when managing urban solid waste without considering the environmental profile of landfilled waste with a Life Cycle perspective.

q. Aprobado por (Apellidos y Nombres del Jurado): Fernando Daniel Mele, Fernando Roberto Momo, Marcelo Juan Massobrio.

Firma y aclaración de la firma del Presidente del Jurado: Fernando Roberto Momo.

Firma del autor de la tesis: María Daniela Caprile

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

**Modelado de los impactos ambientales de la
disposición final de Residuos Sólidos Urbanos en Rellenos Sanitarios
basado en el Análisis de Ciclo de Vida.**

PUBLICACIONES:

- *Caprile, M.D., (2015). Impacto Climático del uso de suelos destinados a relleno sanitario. Presentación oral en el ENARCIV 2015. IV Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y III Encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica. Tuvo lugar los días 5 y 6 de noviembre de 2015 en el Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI) de la ciudad de Córdoba, Argentina. ISBN 978-987-521-677-8.*
- *Schein, L.; Pastorutti, O.; Caprile, M.D.; Saucedo, L (2015). Biomass from urban and rural pruning waste. Presentación oral VI Conferencia Internacional de Análisis de Ciclo de Vida CILCA 2015, del 13 al 16 de julio de 2015 en Lima, Perú.*
- *Ruggerio, C.A.; Tapia, J; Caprile, M.D. (2015). El Flujo de Materiales en la gestión de residuos de la Región del Gran Buenos Aires (RGA). Capítulo de libro en Suárez, Francisco y Schamber, Pablo (compiladores): Recicloscopio IV. Ediciones UNGS, Buenos Aires. ISBN 978-987-630-207-4.*
- *Caprile, M.D.; Ripa, M. (2014). A Life Cycle Assessment of Landfilled Municipal Solid Waste in Argentina: The Influence of Waste Composition on Greenhouse Gases emissions and other impacts. Journal of Environmental Accounting and Management 2, 141-159.*
- *Tapia, J.; Caprile, M.D.; Ruggerio, C. (2014). El flujo de Materiales de la gestión de los residuos de la Región del Gran Buenos Aires (RGA). I Presentación en formato de poster en el I Congreso Latinoamericano sobre Conflictos Ambientales. Oportunidades para una gestión sustentable del territorio. COLCA 2014. Área de Ecología, Instituto del Conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento, del 27 al 31 de octubre de 2014. ISBN 978-987-33-6718-2.*

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

- *Caprile, M.D. (2014). Análisis de Ciclo de Vida de la Disposición Final de los Residuos Sólidos Urbanos en Relleno Sanitario. La contribución del carbono biogénico al calentamiento global. El caso de estudio de San Miguel, Buenos Aires, Argentina. Presentación oral en el ENARCIV 2014. III Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y II Encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica. Se llevó a cabo del 2 al 5 de septiembre de 2014 en el CONICET Mendoza, Argentina. ISBN 978-950-42-0159-5.*
- *Caprile, M.D. (2013). Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste of San Miguel, Buenos Aires, Argentina. Presentación de Poster en la V Conferencia Internacional de Análisis de Ciclo de Vida. CILCA 2013, del 24 al 27 de marzo de 2013, Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Mendoza. ISBN 978- 950-42-0146-5.*
- *Caprile, M.D. (2013). Emergía y la Entropía como potenciales indicadores de impacto ambiental que complementen el Análisis de Ciclo de Vida de la gestión de los residuos sólidos urbanos. Presentación oral en el Doctoral Workshop. V Conferencia Internacional de Análisis de Ciclo de Vida. CILCA 2013. Del 24 al 27 de marzo 2013, Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Mendoza. ISBN 978- 950-42-0146-5.*
- *Caprile, M. D. (2013). Diagrama de flujo de materia y energía aplicado al estudio de la gestión de los residuos sólidos urbanos del partido de Malvinas Argentinas. Eje Temático Nro. 5: Gestión de Residuos. Presentación de Poster en el I Congreso Latinoamericano de Ecología Urbana, Buenos Aires, Argentina, 12 y 13 de junio 2012, Universidad Nacional de General Sarmiento, Buenos Aires, Argentina. ISBN 978-987-28177-0-1.*
- *Tapia, J.; Caprile, M.D.; Bielsa, R.O. (2012). Comparison of Municipal Waste Treatment Technologies in Malvinas Argentina Municipality, Buenos Aires, Argentina. ISWA WORLD SOLID WASTE CONGRESS 2012, Florence, Italy, September 17th -19th 2012.*

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

APORTES ORIGINALES

El aporte original de esta tesis fue la adaptación del modelo conceptual desarrollado por Doka (2009) para el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos sólidos urbanos que son depositados en relleno sanitario; *a partir de la incorporación de un factor de oxidación en la superficie del relleno y de la modelización de escenarios.*

La aplicación de este modelo adaptado al caso de estudio del Complejo Ambiental Norte III de CEAMSE permitió cuantificar el impacto ambiental asociado a cada fracción individual de los residuos depositados. Este aporte, es una de las contribuciones al conocimiento más significativas de este trabajo, dado que no existe en la actualidad información similar. De este modo, se pudo demostrar que *la obtención del perfil ambiental de la disposición de residuos en rellenos sanitarios, mediante la aplicación de herramientas con Enfoque de Ciclo de Vida, contribuye a la mejora en la toma de decisiones en la gestión de los RSU, ya que su aplicación genera información relevante para la toma de decisiones.*

Otro de los aportes significativos de este trabajo lo arroja el análisis de sensibilidad de la categoría de impacto Potencial de Calentamiento Global (PCG 20, 100, 500) realizado con el fin de comprender cómo se modificarían los resultados si se contabilizaran como contribuyentes al calentamiento global todas las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del relleno (no sólo metano). Los hallazgos señalan que existe una cantidad de dióxido de carbono (CO₂) que está siendo emitido a la atmósfera y que está contribuyendo al cambio climático antes de ser efectivamente secuestrado por las plantas, y que no se está contabilizado. Si se considera, además, que el total de residuos sólidos urbanos de la Región del Gran Buenos Aires que están siendo depositados en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE es de aproximadamente 13.000 tn/día, con un porcentaje de desechos alimenticios y restos de poda del 50%; la importancia de mejorar el marco teórico actual para el cálculo de los GEI se hace evidente.

Por último, los resultados también sugieren que la influencia de las opciones metodológicas y la efectividad de las estrategias de gestión de residuos que se analicen depende de los objetivos planteados, ya sea reducir el impacto ambiental total de los residuos dispuestos en rellenos sanitarios o minimizar las emisiones de CO₂. En cualquier caso, la composición específica de los residuos es un factor de enorme importancia cuando se analiza la gestión de residuos a través de un Análisis de Ciclo de Vida.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución N° 1178/11. Calificación "B".

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de General Sarmiento, a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) y al Estado Nacional por brindarme la posibilidad de realizar una carrera de grado y postgrado.

A mi Directora, la Dra. Bárbara Civit y a mi Consejero de estudio del doctorado el Dr. Carlos Ruggerio que me brindaron su guía, sus valiosos aportes y su afecto.

A mis compañeros y compañeras del Área de Ecología con quienes compartí muchos momentos de aprendizaje y amistad.

A mis colegas de la Università degli Studi di Napoli Parthenope, Italia, por compartir su conocimiento y su amistad, muy en especial al Profesor Sergio Ulgiati, Maddalena Ripa, Amalia Zucaro y Gabriella Fiorentino, y a mis colegas del doctorado por la experiencia compartida y por su amistad, Jaquelina Tapia (Universidad Nacional de General Sarmiento, Argentina), Mariana Totino (Universidad de Buenos Aires, Argentina), Lui Gengyuan (Beijing Normal University, China), Patrizia Ghisellini (Università di Bologna, Italia), Tiina Häyhä (University of Jyväskylä, Finlandia), Jorge Alexandre Rosas (Veracruz University, Mexico) y Gloria Rotolo (INTA, Oliveiros, Argentina).

A mis compañeras y compañeros del Colectivo de Estudios e Investigaciones Sociales (CEISO), en especial a Fernando Romero por su apoyo y su afecto.

A mi papá por su guía y su amor durante los años que estuvo presente, a mi mamá por su cariño y acompañamiento incondicional, a mis hermanos Eugenia y Eduardo por estar siempre presente y acompañarme en momentos difíciles, y a mis amigas y amigos por el afecto de siempre, en especial a Lorena Pujó y a Soledad Pujó por su cariño y hospitalidad, y a Carla Pucci por estar siempre presente.

A Leandro por su amor y por sostenerme en los momentos más difíciles.

INDICE

CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN	12
1.1. Introducción	12
1.2. Relleno Sanitario	15
1.2.1. Gas de Relleno Sanitario	15
1.2.2. Lixiviados	17
1.3. Modelo para evaluar las Emisiones de los Rellenos Sanitarios	19
1.4. Situación en Argentina	20
1.5. Hipótesis y Objetivos	22
1.5.1. Hipótesis	22
1.5.2. Objetivo General	23
1.5.3. Objetivos Específicos	23
1.6. Estructura de la Tesis	24
2. CAPITULO 2: MARCO TEORICO Y CONCEPTUAL	26
2.1. Introducción	26
2.2. Análisis de Ciclo de Vida	27
2.2.1. Definición de Objetivos y Alcance del Estudio	29
2.2.2. Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (ICV)	29
2.2.3. Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV)	30
2.2.4. Interpretación del Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	39
2.3. La Gestión de los Residuos en una Perspectiva de Ciclo de Vida	40
2.3.1. Criterios clave para implementar el ACV a la gestión de residuos	41
2.3.2. El Modelado de Inventarios Contextualizados	42
3. CAPITULO 3: MODELADO DE LAS EMISIONES DE UN RELLENO SANITARIO EN UNA PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA	44
3.1. Introducción	44
3.2. Aspectos Metodológicos del modelado de las emisiones líquidas y gaseosas de un relleno sanitario	44
3.2.1. Horizonte Temporal	45

3.2.2.	Modelado de las emisiones de Carbono	48
3.2.3.	Composición específica de los residuos	52
3.2.4.	Caracterización del relleno sanitario analizado	53
3.3.	Descripción del modelo para el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos sólidos urbanos depositados en un relleno sanitario	54
3.4.	Escenarios aplicados a las Problemáticas Ambientales	58
3.5.	Síntesis	59
4.	CAPITULO 4: APLICACIÓN DEL MODELO	61
4.1.	Introducción	61
4.2.	Método	62
4.3.	Resultados	63
4.3.1.	Definición del Objetivo y Alcance del estudio	63
4.3.2.	Construcción del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)	73
4.3.3.	Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV)	89
4.3.4.	Interpretación de los resultados de la EICV	94
5.	CAPITULO 5: CONCLUSIONES	95
5.1.	Conclusiones y Comentarios Finales	95
6.	BIBLIOGRAFIA	98
7.	ANEXOS	114
7.1.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas - Escenario 1	115
7.2.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas - Escenario 2	117
7.3.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas - Escenario 3	119
7.4.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Residuos Compostables	121
7.5.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Papel y Cartón	123
7.6.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Plástico	125
7.7.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Metales	127
7.8.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Vidrio	129
7.9.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas V.P.I	131
7.10.	Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas V.N.I	133

CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1. Introducción

La cantidad de residuos que se genera en las grandes ciudades representa globalmente uno de los problemas más importantes del actual estilo de vida urbano, entre otras cosas, porque la tasa de generación está creciendo incluso más rápido que la tasa de urbanización. De acuerdo con (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012) en 1900 sólo el 13% de la población mundial (220 millones de habitantes) residía en zonas urbanas y generaba menos de 300.000 toneladas de residuos por día. Los autores destacan que para el año 2000, la población urbana ascendió al 49% de la población global (2.900 millones de personas) que generaron más de 3 millones de toneladas de residuos sólidos diarios y explican que debido al crecimiento poblacional y al desarrollo económico, particularmente de la región del Este asiático, la generación de residuos urbanos superará en 2025 los 6 millones de toneladas diarias. Estos valores ponen de relieve la significación de lo urbano en el contexto global de la gestión de los residuos. De acuerdo a Hoornweg et al. (2013) la generación de residuos de un ciudadano urbano puede ser hasta cuatro veces mayor que la de un ciudadano rural. Al respecto, (Odum, H., 1981; Fisher-Kowalski et al. 1999; Toledo y Molina, 2011) han demostrado que las personas que viven en zonas urbanas tienen un perfil de consumo muy diferente al de los residentes de áreas rurales. Por ejemplo, las poblaciones urbanas consumen mucha más comida, energía y bienes duraderos que las poblaciones rurales generando en consecuencia una mayor cantidad de desechos. Lo anterior es particularmente importante si se tiene en cuenta que en 2007 ocurrió un hecho trascendental, por primera vez en la historia de la humanidad hubo más personas viviendo en zonas urbanas que rurales (UN, 2015). En la actualidad, son varios los estudios que sostienen que el estallido demográfico y el cambio climático representan retos sin precedentes para la sociedad del siglo XXI (Floater et. al., 2014; Galindo et al., 2014a, 2014b). Según la División de Población del Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas (UN, 2018) para el 2050, dos de cada tres personas (68% de la población mundial) vivirá en zonas urbanas y habitará ciudades que no han sido construidas aún.

La región de América Latina y el Caribe (ALC) ha experimentado un acelerado proceso de urbanización en las últimas décadas que asciende en la actualidad al 81% de su población (UN, 2018). El documento publicado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID, 2014) explica que si bien en el pasado el crecimiento era más marcado en las grandes ciudades, en la actualidad se observa un nuevo fenómeno, *la dinámica de crecimiento de las ciudades intermedias*. Al respecto, señala que son las ciudades de tamaño intermedio las que están encabezando el crecimiento poblacional urbano

regional y advierte que este nuevo patrón de urbanización está creando enormes retos para las ciudades emergentes de la región de ALC.

En consecuencia, este proceso de urbanización global ha traído aparejado cambios profundos en términos ambientales ya que supone la sustitución de los ecosistemas naturales y rurales por centros de gran densidad creados por el hombre. Esta situación ha derivado en la configuración de una compleja red de externalidades negativas, tales como la contaminación atmosférica, la contaminación del agua y la impermeabilización y contaminación de los suelos erosionando así las propias bases de sustentación del dinamismo económico (CEPAL, 2015).

Dentro de las mencionadas externalidades negativas, la vinculada a la gestión de los RSU adquiere especial relevancia dado que son el principal metabolito de las sociedades, especialmente en ambientes urbanos y por lo tanto *su gestión en los planos local, regional y global adquiere una importancia vital.*

En la actualidad, la gestión municipal de los residuos sólidos urbanos representa uno de los temas más serios y controversiales que deben enfrentar mundialmente las autoridades locales y regionales. Dado que a pesar de las estrategias de gestión que han sido implementadas tendientes a reducir la generación de residuos y a maximizar su recuperación y reciclado, y a las mejoras realizadas en materia legislativa, especialmente en los países pertenecientes a la Unión Europea (European Parliament and Council, 2008), la disposición final de los residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios continúa siendo el sistema más utilizado mundialmente (Hoorweg and Bhada-Tata, 2012; Adhikari et al., 2014; Laner et al., 2012; Levis and Barlaz, 2011) y se espera que su utilización se incremente en las próximas décadas debido principalmente a la reciente política implementada por China de prohibir la importación de los residuos reciclables provenientes de diferentes países del mundo, en particular de Europa y Estados Unidos (Brooks et al, 2018).

En 1990 los mercados emergentes de China encontraron un negocio redituable en la importación de plástico, dado que a través de su manufactura generaban nuevos productos que eran exportados o comercializados en el mercado interno. A su vez, para los países exportadores, el envío de grandes cantidades de residuos reciclables a China evitaba su disposición en rellenos sanitarios o su incineración (Veliz, 2014). Sin embargo, la nueva política implementada por China ha generado una gran preocupación a nivel mundial en torno a cuál será el destino de esos residuos que representaron 7 millones de toneladas en 2016. Existe por un lado un problema económico, dado que los exportadores dejan de percibir un ingreso por la venta de los residuos que representó para España en

2016 más de 100 millones de euros (DataComex, 2016). Sin embargo, la preocupación mayor se centra en la problemática ambiental, el gran interrogante es cómo se gestionarán los residuos exportados que han sido rechazados. Al respecto, los estudios indican que en la actualidad los países exportadores, entre los que se encuentran España, Reino Unido, Holanda, Canadá y Estados Unidos no cuentan con la infraestructura necesaria para gestionar los residuos que antes exportaban, por tal motivo, si los sistemas de gestión no logran reconvertirse rápidamente, la mayoría de los residuos terminará siendo enterrado en rellenos sanitarios o en basurales clandestinos (Brooks et al, 2018).

La disposición de residuos en rellenos sanitarios genera diversos impactos, entre los que se encuentran la toxicidad sobre la población humana y los ecosistemas, la emisión de gases de efecto de invernadero (GEI), la eutrofización (Manfredi et al., 2009; 2010). Estos impactos representan un riesgo importante para los ecosistemas y la salud de las personas debido a que su horizonte temporal abarca centenios o incluso milenios (Doka, 2009). Los principales riesgos están asociados a las emisiones líquidas y gaseosas producto de la descomposición anaeróbica de los residuos depositados. En particular, la filtración de los lixiviados del relleno es considerada como una de las principales amenazas de contaminación de los cuerpos de aguas superficiales y subterráneas (Adhikari et al., 2014; Nagarajan et al., 2012). Además, los gases que se generan en el relleno han sido reconocidos como una de las fuentes principales de emisión de metano y como responsables del calentamiento global (Mou et al., 2015; Scaglia and Adani, 2008; Scheutz et al., 2011; Thompson et al., 2009). Los resultados de los estudios realizados por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2001a, 2001b) han demostrado que aproximadamente entre 10-23 % del metano antrópico global generado y liberado a la atmósfera es producto de la descomposición anaeróbica de los residuos depositados en rellenos sanitarios.

Por otra parte, la ocupación de grandes superficies de tierra destinadas al enterramiento de residuos genera la cancelación de diversos servicios ambientales del suelo, entre los que se encuentran la producción de biomasa, la filtración y purificación del agua, la regulación de la erosión y la regulación del clima. En particular, el impacto en el ciclo de carbono del suelo repercute de manera directa en el sistema climático terrestre. Por lo tanto, si se tiene en cuenta que la carga de contaminantes está directamente relacionada con las características cualitativas y cuantitativas de los lixiviados y gases emitidos por el relleno sanitario, *conocer y predecir esas emisiones es una cuestión clave para reducir sus riesgos potenciales* (Doka, 2009; Fellner and Brunner, 2010; Laner et al., 2011; Rodriguez et al., 2009; Sivakumar, 2013).

1.2. Relleno Sanitario

Un relleno sanitario es una obra de ingeniería diseñada especialmente para disponer los residuos sólidos urbanos. De acuerdo a la Resolución N° 1143/2002 dictada por el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) de la Provincia de Buenos Aires, al momento de su construcción se debe colocar una membrana de polietileno de alta densidad (PEAD) para impermeabilizar el suelo y deben instalarse sistemas de captación de los gases y lixiviados que se generan como consecuencia de la degradación anaeróbica de los residuos depositados.

1.2.1. Gas de Relleno Sanitario (LFG)

La degradación de los residuos que son dispuestos en rellenos sanitarios genera una mezcla de gases conocida como gas de relleno (LFG, del inglés *Landfill Gas*). La producción de esos gases es el resultado de un proceso de degradación anaeróbica de la fracción orgánica de los residuos en el que intervienen reacciones bioquímicas complejas que son realizadas por diversas especies de bacterias. La composición del gas de relleno se ve afectada en el tiempo por varios factores físico-químicos.

Luego de una degradación aeróbica inicial que ocurre durante un corto período de tiempo (menor a un mes, por lo general) hasta que el oxígeno que se encuentra contenido en los residuos se agota por completo, las condiciones ambientales dentro del relleno se vuelven favorables para comenzar el proceso anaeróbico (Gregory et al., 2003; Oonk, 2010; US EPA, 2010). Teóricamente, el proceso de generación del gas de relleno se produce a través de cuatro fases distintas. Cada una de las cuales explica la degradación de un tipo de compuesto diferente, la actividad de un grupo específico de bacterias y la formación de diversos compuestos intermedios (Shah et al., 2014). Estas fases pueden coexistir simultáneamente dentro del relleno debido a que los desechos se disponen en diferentes momentos y están compuestos por sustratos orgánicos con diferentes tasas de biodegradabilidad. Las mismas se clasifican de la siguiente manera:

- Fase aeróbica (I). Durante esta corta etapa inicial, los microbios aerobios usan el oxígeno contenido en los desechos para producir dióxido de carbono y calor.
- Hidrólisis (II). Durante la etapa de hidrólisis, la mayoría de los compuestos orgánicos se descomponen en monómeros y dímeros solubles, que son monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos, a través de enzimas extracelulares producidas por una cepa apropiada de bacterias hidrolíticas.

- Fase ácida (III). La actividad microbiana durante la fase ácida incluye dos etapas distintas, acidogénesis y acetogénesis. Durante la etapa de acidogénesis, las bacterias acidificantes convierten las sustancias solubles en agua en ácidos orgánicos de cadena corta (fórmico, acético, propiónico, butírico y pentanoico), alcoholes (metanol, etanol), aldehídos, dióxido de carbono e hidrógeno. Como consecuencia, el entorno del relleno se vuelve fuertemente ácido. Por su parte, en la etapa de acetogénesis, las bacterias del acetato transforman los productos de la fase ácida en acetatos e hidrógeno que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas y por lo tanto el pH comienza a aumentar.
- Metanogénesis (IV). En esta fase se produce la transformación de los productos intermedios formados en la etapa previa por las bacterias metanogénicas en metano y dióxido de carbono. Durante esta etapa el gas se produce a una velocidad y composición estables. Esta etapa dura un largo período de tiempo hasta que la mayoría de los nutrientes y sustratos orgánicos se han eliminado de los desechos y la tasa de producción de gas disminuye (maduración, V).

Normalmente, durante la fase metanogénica el gas de relleno se compone principalmente de metano (45-60% v / v), dióxido de carbono (40-60% v / v) junto con otras trazas de gases (US EPA 2005) tales como sulfuro de hidrógeno, hidrógeno, monóxido de carbono, nitrógeno, amoníaco, vapor de agua (<1% v / v). Sin embargo, la tasa y el volumen del gas producido, así como su composición (% de metano) y la duración de cada fase anaeróbica dependen de varios factores (Rawat et al., 2011; Gowing, 2001) que varían de acuerdo a las características intrínsecas de los residuos depositados (contenido orgánico, solubilidad y degradabilidad de la materia orgánica, tamaño de la partícula), a las condiciones ambientales (pH, temperatura, contenido de agua, disponibilidad de nutrientes, compuestos tóxicos) y a la tecnología y gestión operativa del relleno.

Ha sido bien documentado que el pH en el rango óptimo 6.4-7.5 (Adani et al., 2004; Argun et al., 2008; Fotidis et al., 2012; Lo et al., 2010) potencia la emisión de metano cuando el agua contenida en el relleno no es limitante. Un valor alto del pH daría lugar a un aumento en la toxicidad debido a una mayor concentración de amoníaco que se identifica como uno de los agentes más tóxicos para las bacterias metanogénicas (Chen et al., 2008; Bernet et al., 2007). Por el contrario, los bajos valores de pH son indicativos de la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) dentro del sistema (Bouallagui et al., 2005; Khalid et al., 2011; Li et al., 2011). Los AGV representan los productos intermedios principales durante la etapa acidogénica inicial del proceso anaeróbico que se convierten sucesivamente en metano y dióxido de carbono. Sin embargo, tal como ha sido observado por varios autores (Argun et al., 2008; Cabbai et al., 2013), altos niveles de concentración de AGV pueden dar

como resultado una inhibición del proceso de metanización. También se reconoce ampliamente que un aumento de la temperatura de los residuos tiene un efecto positivo sobre el crecimiento y la actividad microbiana (Chen et al., 2008; Heyer et al., 2013) acelerando el proceso de generación de gas. Otro factor que influye de manera directa en la producción del gas es el contenido de agua que exista en el relleno, Pitchel (2014) y Khalid et al. (2011) informaron que la producción máxima de metano se produjo con un contenido de humedad del 60% -80% (peso húmedo). Sin embargo, una tasa alta de infiltración dentro del cuerpo del relleno debido a la ausencia/daño de los sistemas de cobertura temporal puede reducir la tasa de generación de metano debido a la generación de una gran cantidad de lixiviados y al lavado de sustratos y nutrientes esenciales para la actividad microbiana (Mudau, 2012).

Por último, es importante destacar que a pesar de la tecnología con la que cuentan los rellenos sanitarios modernos es común que existan fugas en los sistemas de captación de los gases y lixiviados. Estas fugas son denominadas pérdidas fugitivas y provocan la contaminación del agua, del aire y del suelo (Figura 1.1). Por tal motivo, es fundamental analizar y monitorear esos impactos.

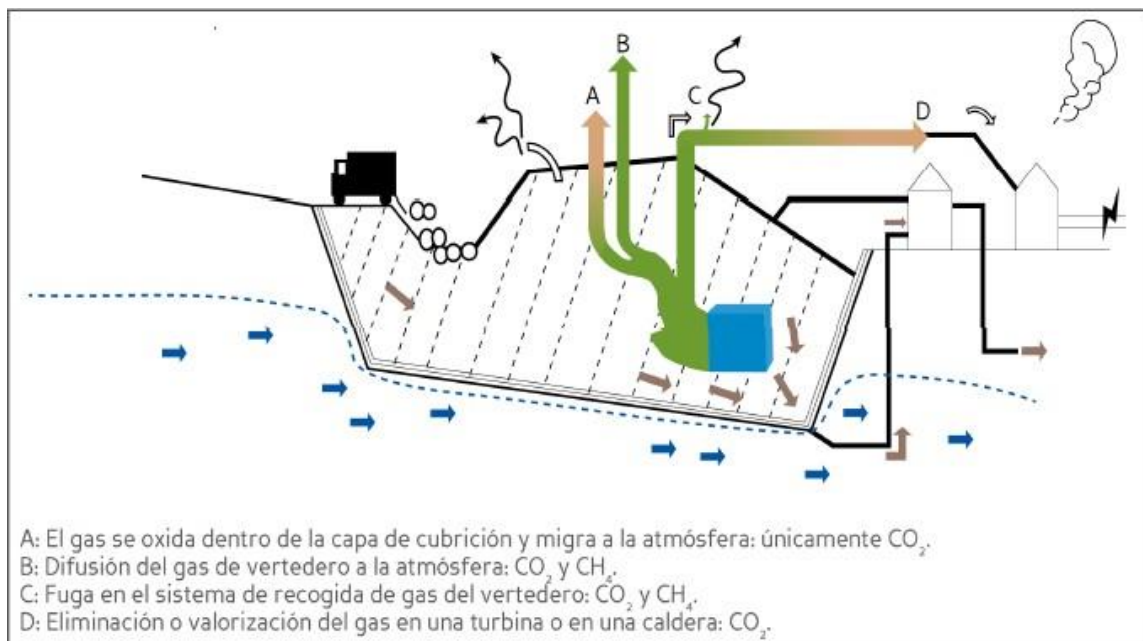


Figura 1.1. Emisiones de gases de un relleno sanitario. Extraído de (European Environment Agency, 2005).

1.2.2. Lixiviados

Se denomina lixiviado al proceso de percolación de un fluido a través de un sólido. El lixiviado de un relleno sanitario es un líquido que se forma a partir de la infiltración del agua de lluvia en el cuerpo del relleno y el contenido de humedad de los residuos que se encuentran depositados. El agua que ha ingresado al relleno entra en contacto con los residuos recogiendo una gran cantidad de

sustancias que están presentes en los mismos, por tal motivo, suelen contener altas concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos (Pantini, 2014). Al respecto, es importante destacar que el lixiviado del relleno muestra una variabilidad temporal significativa en términos de cantidad y composición y varía sustancialmente de un sitio a otro debido a la interacción sinérgica de varios procesos y parámetros (El-Fadel et al., 2002; Koda, 2012; São Mateus et al., 2012). La cantidad de lixiviado que se genera en un relleno sanitario depende de varios factores que pueden ser clasificados de la siguiente manera (Pantini, 2014):

- Factores Meteorológicos: la lluvia es el principal factor, ya que afecta la infiltración de agua dentro del relleno contribuyendo de manera directa con la formación de lixiviado. Por otra parte, la temperatura media, mínima y máxima del aire, la humedad y la velocidad del viento son factores importantes que determinan la tasa de evaporación y de evapotranspiración del relleno.
- Factores relacionados con los residuos: el contenido inicial de agua contenida en los desechos, así como su conductividad hidráulica tiene una gran influencia en el transporte de agua a través de la masa de residuos. Asimismo, la composición de los residuos, su contenido orgánico, el tamaño de sus partículas, su densidad y antigüedad contribuyen de forma diferente en la tasa de generación de lixiviados.
- Factores relacionados con las características del relleno sanitario: la geometría del relleno (superficie, altura, pendiente), su diseño (sistema de captación y tratamiento de gases y lixiviados), y su operación (años de monitoreo, grado de compactación de los residuos, recirculación de lixiviado) tienen una influencia directa e indirecta en la generación de lixiviados.

La generación de lixiviado también se ve afectada por los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren dentro del relleno, como la generación y migración de gases y fluidos, la degradación biológica y química de los residuos, la edad de los materiales depositados y su tasa de compactación (Oni and Okunade, 2009; São Mateus et al., 2012) las cuales modifican las características de los residuos a lo largo del tiempo.

1.3. Modelos para evaluar las Emisiones de los Rellenos Sanitarios

En las últimas décadas varios modelos matemáticos han sido desarrollados por diferentes investigadores a nivel mundial para estudiar las emisiones líquidas y gaseosas de los rellenos sanitarios y sus impactos (Danthurebandara et al, 2012). Algunos de ellos se centran principalmente en la estimación de metano. Tal como ha sido planteado por Oonk (2010), el modelado de las emisiones de metano implica modelar la generación de metano, cuantificar su recuperación y establecer alguna suposición sobre su tasa de oxidación. De acuerdo a Oonk (2010), la dificultad principal al momento de modelar las emisiones de un relleno sanitario radica en modelar la generación del gas del relleno debido a la variabilidad espacial de las emisiones y al tamaño del relleno. La mayoría de los modelos se basan en un modelo de descomposición de primer orden (FOD, por sus siglas en inglés; un modelo de descomposición de primer orden tiene un tiempo medio de biodegradación), o un modelo multifásico (los modelos multifásicos consideran tres etapas de degradación de los residuos: rápida, moderada y lenta, cada una con su propio tiempo medio de biodegradación) (Danthurebandara et al, 2012). Los modelos de generación de gases del relleno más ampliamente aplicados son el modelo desarrollado por el IPCC, el modelo TNO, GasSim Lite, Landgem, el modelo Afvalzorg, el modelo francés E-PRTR y el modelo E-PRTR finlandés (Oonk, 2010). El modelo desarrollado por el IPCC tiene como objetivo brindar orientación a las autoridades nacionales sobre cómo cuantificar las emisiones de metano de todos los rellenos sanitarios de un país (IPCC, 2010, IPCC, 2006). El modelo TNO (Oonk, 1995, 1994) fue el primer modelo en utilizar datos de campo de varios rellenos sanitarios. Por su parte, el modelo *GasSim Lite* fue desarrollado por Golder Associates (2010) para la Agencia de Medio Ambiente de Inglaterra. *Landgem* es un modelo de primer orden de descomposición desarrollado por US-EPA (2010). El modelo Afvalzorg fue desarrollado por NV Afvalzorg en los Países Bajos, se basa en el modelo desarrollado por el IPCC (2006-IPCC) y en experiencia propia de las mediciones realizadas en los rellenos sanitarios de Afvalzorg en Nauerna, Braambergen y en Wieringermeer (Scharff, 2010). El modelo francés, E-PRTR- (Ademe, 2003) es un modelo simplificado del modelo de descomposición de primer orden (FOD). Finalmente, el modelo finlandés E-PRTR (Petäjä, 2010) es un modelo multifase con parámetros del modelo IPCC para regiones húmedas boreales o templadas.

Estos modelos han sido diseñados para cuantificar la generación de gases de los rellenos sanitarios de los sitios bajo estudio, principalmente de Estados Unidos y de Europa, en consecuencia, en muchos casos es complejo adaptarlos a las realidades regionales o locales de otros países.

Otros modelos tienen como objetivo evaluar exclusivamente la producción de lixiviados en relleno. La predicción exitosa de la cantidad de lixiviado generado y su composición es una tarea muy compleja. Como se discutió en secciones anteriores, la cantidad de lixiviado generado es principalmente una función de la disponibilidad del agua, las características de los desechos y las condiciones de la superficie del relleno. El Método del Balance Hídrico (WBM, water balance method, por sus siglas en inglés) es el más utilizado para estimar el volumen de lixiviado generado en relleno sanitario (El-Fadel et al, 1997).

Sin embargo, existen pocos modelos que adopten un enfoque integrado que permita modelar y evaluar los impactos tanto de las emisiones líquidas como de las emisiones gaseosas que se generan en un relleno sanitario como producto de la descomposición de los residuos depositados. Una de las metodologías que contempla este enfoque integrado y que ha sido aplicada por diversos investigadores para el modelado de las emisiones de los rellenos sanitarios es el Análisis de Ciclo de Vida (Doka, 2009; Manfredi et al, 2010; Oberstein et al, 2007; Finnveden, 2005; Damgaard et al, 2011).

En particular, el modelo desarrollado por Gabor Doka (2009) permite realizar un modelado de las emisiones líquidas y gaseosas del relleno tomando como base la composición elemental de los materiales depositados y sus diferentes tasas de descomposición que pueden abarcar centenarios o incluso milenios, lo que resulta crucial para el análisis de las emisiones del relleno.

Si bien diversos estudios basados en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) han dado cuenta de los impactos ambientales de una composición promedio de residuos dispuestos en rellenos sanitarios, a excepción del trabajo realizado por Manfredi et al (2009) para Dinamarca, poco se conoce acerca de la contribución de cada fracción individual de residuos (ej. desechos alimenticios, papel y cartón, plásticos) al total de impactos ambientales potenciales.

1.4. Situación en Argentina

En Argentina se generan actualmente alrededor de 16,5 millones de toneladas de residuos cada año. Según las cifras publicadas por el Observatorio Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (MAyDS, 2016), el 61% de la generación total es depositada en rellenos sanitarios.

La Región del Gran Buenos Aires (RGBA), (INDEC, 2005) es una de las áreas urbanas más grandes de América Latina, posee una población mayor a los 12,8 millones de habitantes, los que representan casi el 32% de la población total del país (INDEC, 2010) y concentra aproximadamente el

40% de los residuos totales generados en el territorio nacional¹. En la actualidad, a excepción del partido de la Matanza², la totalidad de los residuos sólidos urbanos (RSU) de la RGBA se depositan en el Complejo Ambiental Norte III de la CEAMSE³, calificado según el documento publicado por UNEP (2015) como uno de los rellenos sanitarios más grandes del mundo.

Entre 1996 y 2012, la totalidad de los RSU de la Región dispuestos en rellenos sanitarios se incrementó en un 40%, pasando de 3.8 millones de Tn en 1996 a 5,3 millones de Tn en 2012. A partir de 2013 se evidencia una reducción de las toneladas enterradas que pasan de 4,6 millones de Tn en 2013 a 4,5 millones de Tn en 2014. Esta disminución se debe a principalmente a la puesta en funcionamiento de la planta de tratamiento mecánico biológico (TMB) que concentra todos los residuos de la Ciudad de Buenos Aires. Sin embargo, a partir de 2015 las estadísticas de la CEAMSE muestran que la cantidad de residuos enterrados ha ido incrementándose.

El sistema de gestión de los RSU de la RGBA basado principalmente en la recolección y disposición final en rellenos sanitarios enfrenta importantes desafíos en los planos político, social y ambiental, que involucran aspectos como una fuerte presión social para el cierre de los actuales rellenos sanitarios y el emplazamiento de nuevos que los reemplacen debido a los impactos ambientales asociados⁴. A lo que se suma, el agotamiento de la capacidad receptiva de los sitios actuales de disposición y la falta de tierra para la instalación de nuevos rellenos.

Por lo tanto, existen varias razones para focalizar el análisis en el impacto ambiental⁵ de la disposición final de los RSU en rellenos sanitarios. En primer lugar, porque tal como se mencionó anteriormente la disposición final en Argentina se realiza principalmente en rellenos sanitarios que en la mayoría de los casos no cuentan con sistemas de recuperación de gases y lixiviados. Un segundo argumento lo constituye el hecho de que el 50% de la composición de los RSU del país está formado

¹ Ver página web del CEAMSE: www.ceamse.gov.ar.

² El partido de la Matanza realiza la disposición final de sus residuos sólidos urbanos en el Complejo Ambiental de González Catán, ubicado en González Catán en el partido de la Matanza y operado por CEAMSE.

³ CEAMSE, Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado, es una empresa creada por los estados de la Provincia de Buenos Aires y la Ciudad de Buenos Aires, para realizar la gestión integral de los residuos sólidos urbanos del Área Metropolitana de Buenos Aires.

⁴ Rodrigo Rodríguez Tornquist. Situación y perspectivas del Complejo Ambiental Norte III. Fundación Metropolitana. Abril 2015. Disponible en línea: <http://metropolitana.org.ar/idm/situacion-y-perspectivas-del-complejo-ambiental-norte-iii/>

⁵ En este trabajo se adopta la definición de impacto ambiental propuesta por Vicente Conesa Fernández – Vítora. Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 4° edición, 2010. “Se dice que hay impacto ambiental cuando una acción o actividad produce una alteración, favorable o desfavorable, en el medio o en alguno de los componentes del medio. Esta acción puede ser un proyecto de ingeniería, un programa, un plan, una ley o una disposición administrativa con implicaciones ambientales. El impacto de un proyecto sobre el medio ambiente es la diferencia entre la situación del medio ambiente futuro modificado, tal y como se manifestaría como consecuencia de la realización del proyecto, y la situación del medio ambiente futuro tal como habría evolucionado normalmente sin tal actuación, es decir, la alteración neta (positiva o negativa en la calidad de vida del ser humano) resultante de una actuación”.

por desechos de comida y restos de poda (SAyDS, 2012) principales emisores de gases de efecto invernadero (GEI). Finalmente, porque el Complejo Ambiental Norte III de CEAMSE representa uno de los rellenos sanitarios más grandes del mundo, hecho que evidencia la importancia de cuantificar el impacto del enterramiento de los residuos depositados.

Las cuestiones mencionadas ponen de manifiesto, además, la necesidad de implementar programas que alarguen la vida útil de los rellenos sanitarios existentes, maximicen la recuperación de materiales reciclables y concienticen a la población acerca del impacto ambiental y social de los residuos que se generan. Asimismo, resulta relevante destacar la importancia que reviste para la gestión y la toma de decisiones, el contar con información científica respecto a los impactos ambientales asociados al enterramiento de residuos. Conocer, por ejemplo, cuáles son las emisiones líquidas y gaseosas producto de la descomposición anaeróbica de los residuos sólidos urbanos dispuestos en los rellenos sanitarios, o contar con información acerca de la cancelación de tierras en detrimento de otras actividades productivas, y en particular, analizar cuáles escenarios de gestión mejorarían los impactos actuales.

Finalmente, es importante mencionar que de la revisión realizada por Laurent et al. (2014a, 2014b) se desprende que existe en la actualidad una carencia en Latinoamérica, y en Argentina en particular, en la aplicación de modelos con enfoque de ciclo de vida que analicen los impactos ambientales de la disposición de residuos en rellenos sanitarios. Esta situación pone de manifiesto que existe un campo de análisis a explorar al que la investigación en curso pretende contribuir.

1.5. Hipótesis y Objetivos

1.5.1. Hipótesis

Sobre la base del problema identificado y sustentada por el marco conceptual y metodológico de esta investigación, se enuncia la hipótesis que motoriza la búsqueda de solución afirmando que:

- El perfil ambiental de la disposición de residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios, obtenido mediante herramientas con Enfoque de Ciclo de Vida, permite optimizar su gestión encontrando la alternativa que genera el menor impacto desde el punto de vista ambiental. Esto es así porque se genera información cuantitativa que permite anticipar impactos ambientales nocivos y formular medidas de mitigación y prevención en cada caso de aplicación.

1.5.2. Objetivo General

El objetivo general de la investigación es *profundizar el conocimiento sobre el impacto ambiental de la disposición de residuos sólidos urbanos en relleno sanitario asociado a la emisión de gases de efecto invernadero y lixiviados.*

1.5.3. Objetivos Específicos

- Adaptar el modelo conceptual desarrollado por (Doka, 2009) para el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos sólidos urbanos que son depositados en relleno sanitario; *a partir de la incorporación de un factor de oxidación en la superficie del relleno y de la modelización de escenarios.*
- Generar evidencia científica del impacto ambiental del enterramiento de RSU en rellenos sanitarios y de la factibilidad de optimizar los actuales sistemas de gestión de RSU por medio de la implementación de programas orientados a maximizar la recuperación de materiales reciclables y compostables.
- Estructurar y proponer las bases para la confección de un Inventario de Ciclo de Vida (ICV) para la construcción de una base de datos nacional del sector residuos que facilite la implementación de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la toma de decisiones informadas.

El trabajo de investigación que da lugar a esta tesis utiliza la metodología de Análisis de Ciclo de Vida para modelar los impactos ambientales de los RSU dispuestos en rellenos sanitarios. El modelo utiliza datos regionales y se focaliza en la contabilización de las emisiones líquidas y gaseosas de la descomposición anaeróbica de los residuos sólidos urbanos dispuestos en relleno sanitario.

Para verificar la validez de la propuesta metodológica se ha seleccionado como caso de estudio el relleno sanitario Norte III de CEAMSE, caso paradigmático por sus dimensiones y por la cantidad de residuos que trata diariamente. Asimismo, en el transcurso de la investigación se denotó la importancia para la toma de decisiones de cuantificar el impacto por tipo de residuo, lo que llevó a plantear un nuevo objetivo específico: *cuantificar la contribución al impacto ambiental potencial de cada una de las fracciones de residuos depositada en el relleno sanitario.*

Finalmente, se realiza un análisis de sensibilidad por medio del modelado de diversos escenarios que permiten visualizar cómo la implementación de mejores prácticas de gestión de RSU reducen los impactos ambientales con respecto al escenario base. De esta forma se proporciona información para la toma de decisiones basada en datos científicos.

1.6. Estructura de la Tesis

El trabajo de tesis, ha sido estructurada en V capítulos (Figura 1.3.):

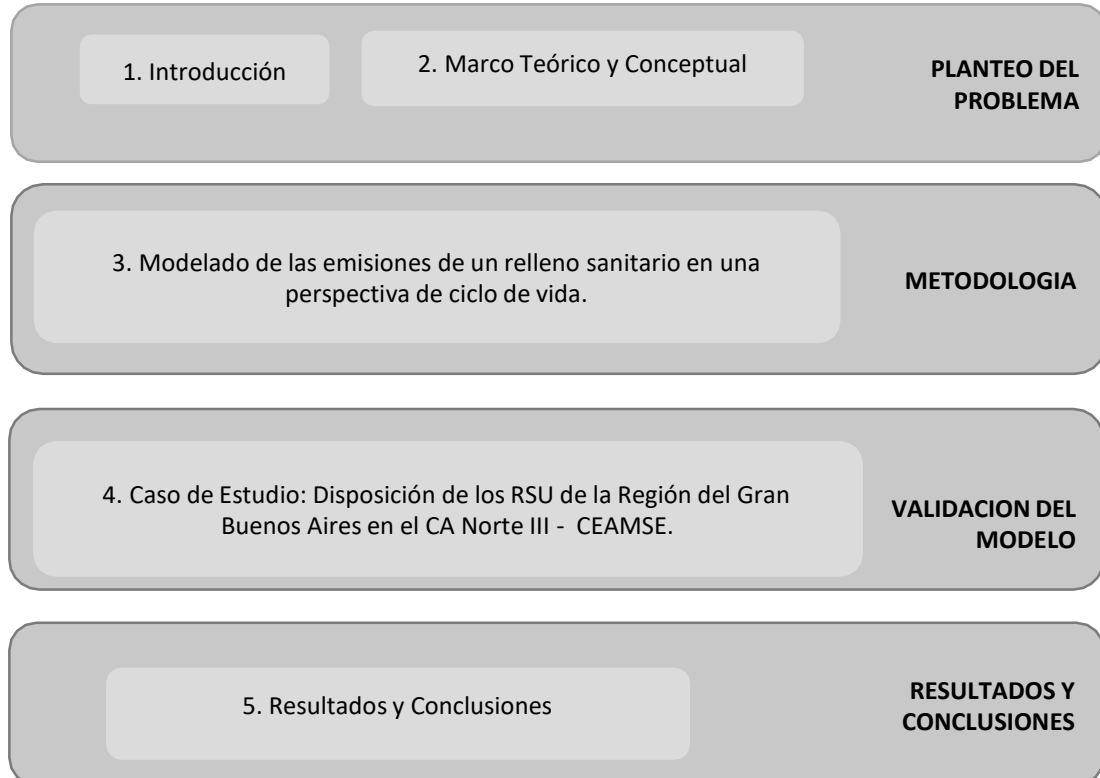


Figura 1.3. Estructura de la Tesis.

En el Capítulo I se presenta la introducción y se define el problema cuya solución se aborda en este trabajo. Por otra parte, se justifica la importancia de desarrollar metodologías que a través de la aplicación de datos locales brinden información de los impactos ambientales del lugar. Finalmente, se definen las hipótesis y objetivos del trabajo.

El Capítulo II presenta el marco teórico y conceptual en el que se inserta el tema de la Tesis. Allí se describe la metodología del Análisis de Ciclo de Vida, sus usos, sus aplicaciones y sus etapas, haciendo especial foco en su aplicación en la evaluación de los sistemas ambientales de gestión de RSU.

En el Capítulo III se analizan los instrumentos metodológicos para la evaluación de los impactos ambientales de la disposición final de residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios desde la perspectiva de ciclo de vida y se describe el modelo de impacto y los procedimientos de cálculo

propuestos, donde se presenta el modelo para el análisis de los impactos ambientales de la disposición final de RSU en rellenos sanitarios.

En el Capítulo IV se describe el caso de estudio y se valida el modelo a través de su aplicación.

En el Capítulo V se expresan las conclusiones que surgen de los resultados obtenidos en cada categoría de impacto tratada y de su aplicación al caso de estudio efectuando una reflexión crítica sobre los mismos.

Finalmente, se encuentran las referencias bibliográficas que se citan en cada capítulo y los anexos.

CAPITULO 2: MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL

2.1. Introducción

Las sociedades humanas no existen en un vacío ecológico, sino que afectan y son afectadas por la dinámica de la naturaleza⁶. Tal como lo plantean Toledo y Molina (2011) las sociedades producen y reproducen sus condiciones materiales de existencia a partir de su metabolismo con la naturaleza. Este fenómeno involucra una serie de procesos por medio de los cuales los seres humanos organizados en sociedad, independientemente de su situación en el espacio (formación social) y en el tiempo (momento histórico), se apropian, circulan, transforman, consumen y excretan materiales y/o energías provenientes del mundo natural. Desde las culturas cazadoras-recolectoras, pasando por aquellas que se basaron en la agricultura, hasta las sociedades industrializadas contemporáneas, tales procesos han sido transformados paulatinamente incrementando la presión sobre la naturaleza, llevando la extracción de recursos naturales a los límites de renovación de los ecosistemas y generando residuos, en tipo y cantidad, imposibles de asimilar para la naturaleza (Meadows et al. 1972, 1992).

A lo largo de los años, diversos autores han desarrollado diferentes procedimientos metodológicos para evaluar los impactos que las actividades humanas causan sobre la naturaleza. En particular, tras la segunda guerra mundial se intensificó la demanda de energía y materiales y la generación de residuos por parte de las sociedades industrializadas, situación que trajo aparejado un incremento de la presión sobre los ecosistemas dando lugar a un despertar en la conciencia ambiental y resurgiendo el interés por el análisis de las sociedades en términos metabólicos (Wolman 1965; Boulding 1966; Ayres y Kneese 1968a, 1969; Georgescu-Roegen 1971; Meadows et al. 1972; Daly 1973; Odum ,1981, 1996).

Estos trabajos aportaron un nuevo punto de vista al estudio de las problemáticas de las sociedades al introducir una visión holística de los diferentes flujos de materia y energía que están implícitos en su reproducción. En contraposición a la visión hegemónica dada por el marco de análisis de la teoría clásica y neoclásica de la economía, en la que los sistemas económicos están escindidos de su base biofísica (para una discusión ampliada véase Martínez Alier y Roca Jusmet 2001), la visión aportada por la Economía Ecológica - a la que este trabajo adhiere- concibe al sistema económico como un sistema abierto, inmerso dentro de un sistema más amplio que lo contiene y lo sustenta, el planeta

⁶ La naturaleza definida como aquello que existe y se reproduce independiente de la actividad humana pero que al mismo tiempo representa un orden superior al de la materia (Toledo y Molina, 2011).

Tierra, el cual posee límites biogeofísicos y un flujo unidireccional de energía con base termodinámica (Pengue, 2009).

Para evaluar el impacto que una decisión puede tener sobre el medio ambiente⁷ se han establecido numerosas herramientas metodológicas entre las que se encuentran la Evaluación de Impacto Ambiental, la Evaluación Ambiental Estratégica, Matrices de Impacto, el Análisis de Ciclo de Vida, el Análisis de Flujo de Materiales. Todas ellas, herramientas que demandan actores de las más variadas disciplinas y contribuyen por una parte, a determinar la magnitud de la incidencia que tienen las acciones humanas en el medio ambiente y por otra, a decidir qué tipo de mejoras pueden implementarse con el fin de que tales acciones generen el menor impacto desde el punto de vista ambiental.

Dentro de las herramientas metodológicas mencionadas, el Análisis de Ciclo de Vida ha sido ampliamente utilizada en los últimos años para la evaluación de los sistemas de gestión de residuos demostrando ser la herramienta más adecuada para el análisis de las emisiones de los residuos depositados en rellenos sanitarios (Doka, 2009; Manfredi et al, 2010; Oberstein et al, 2007; Finnveden, 2005; Damgaard et al, 2011). Por tal razón, ha sido seleccionada para cumplir con los objetivos del presente trabajo de tesis.

2.2. Análisis de Ciclo de Vida

El término Análisis de Ciclo de Vida (ACV) surgió por primera vez en el año 1990 en un seminario internacional financiado por la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC), la cual define al ACV como “un proceso para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad mediante la identificación y cuantificación del consumo de energía y materiales y de los residuos liberados al ambiente; para identificar y evaluar las alternativas que puedan suponer mejoras ambientales. El análisis abarca la totalidad del ciclo de vida del producto, proceso o actividad a partir de la extracción y procesamiento de la materia prima, la fabricación, el transporte, la distribución, la utilización, el reuso, el mantenimiento, el reciclado, y la disposición final del producto” (SETAC, 1993).

En el año 1997, la Organización Internacional de Estandarización (ISO, por sus siglas en inglés) publicó la serie de normas 14040 referidas al ACV (ISO 14040:1997; ISO 14041:1998; ISO 14042:2000;

⁷ El medio ambiente entendido como el entorno vital; el conjunto de factores físico-naturales, sociales, culturales, económicos y estéticos que interactúan entre sí, con el individuo y con la comunidad en la que vive, determinando su forma, carácter, relación y supervivencia (Conesa Fernández-Vítora, 2010).

ISO 14043:2000). En el año 2006, la serie ISO 14040-43 se consolida en sólo dos normas: i) ISO 14040:2006 - Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Principios y marco de referencia (ISO, 2006a); y ii) ISO 14044:2006 - Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Requisitos y Directrices (ISO, 2006b).

Según la norma 14040:2006 “el ACV es una técnica para evaluar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados a un producto compilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio”.

Las normas ISO 14040:2006 y 14044:2006 han sido aceptadas globalmente como marco de referencia para la elaboración de estudios de ACV. De acuerdo a estas normas, un estudio de ACV se estructura en cuatro fases: i) Definición de objetivos y alcance, ii) Análisis de inventario, iii) Evaluación de impactos, e iv) Interpretación de los resultados. Estas fases se vinculan entre sí (Figura 2.1), otorgando a la metodología un carácter dinámico e iterativo.

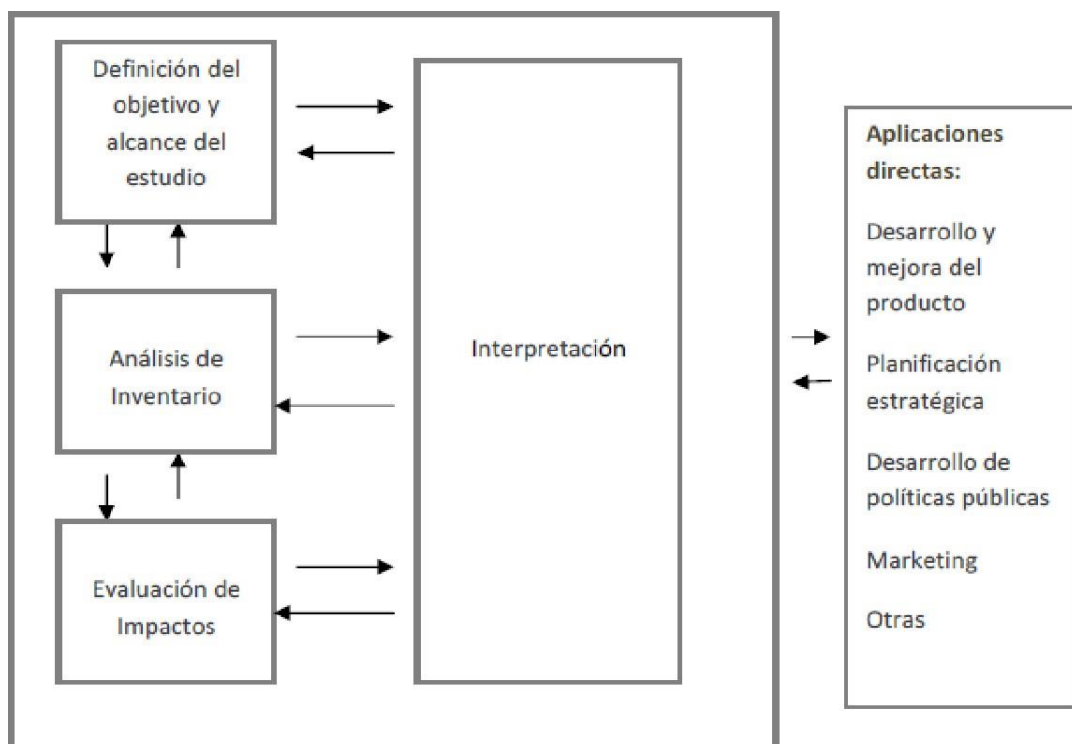


Figura 2.1. Fases principales de un estudio de ACV. Extraído de (Norma IRAM –ISO 14040:2006).

2.2.1. Definición de Objetivos y Alcance del estudio

La definición del objetivo y la caracterización del objeto de estudio es la primera y decisiva etapa del ACV. El alcance del estudio se refiere a qué se quiere analizar y cómo. La tarea principal de esta etapa es la de establecer que los requerimientos metodológicos, de calidad y de elaboración de la información estén en conformidad con los objetivos del estudio. Esta etapa comprende la definición del sistema a estudiar, la definición de la unidad funcional y los límites tanto espacial como temporal del sistema.

2.2.2. Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

La construcción del ICV es la piedra angular del análisis ya que de su construcción depende la calidad de los resultados del estudio. Es la etapa que mayor tiempo demanda, dado que requiere de la recopilación de una gran cantidad de datos de campo y documentales necesarios para la construcción del modelo de ICV de las emisiones líquidas y gaseosas de la disposición de RSU en rellenos sanitarios. El punto de partida es conocer la composición física y química de los residuos depositados y se debe establecer cuál será el horizonte temporal del estudio y cómo se llevará a cabo el modelado de las emisiones de carbono del relleno. En este punto es de suma importancia explicitar qué gases se incluirán en el análisis y cuáles serán excluidos, argumentado la opción metodológica seleccionada. Por otra parte, deberán considerarse las características técnicas del relleno sanitario, como porcentaje de gases y lixiviados recuperados. (Figura 2.2).

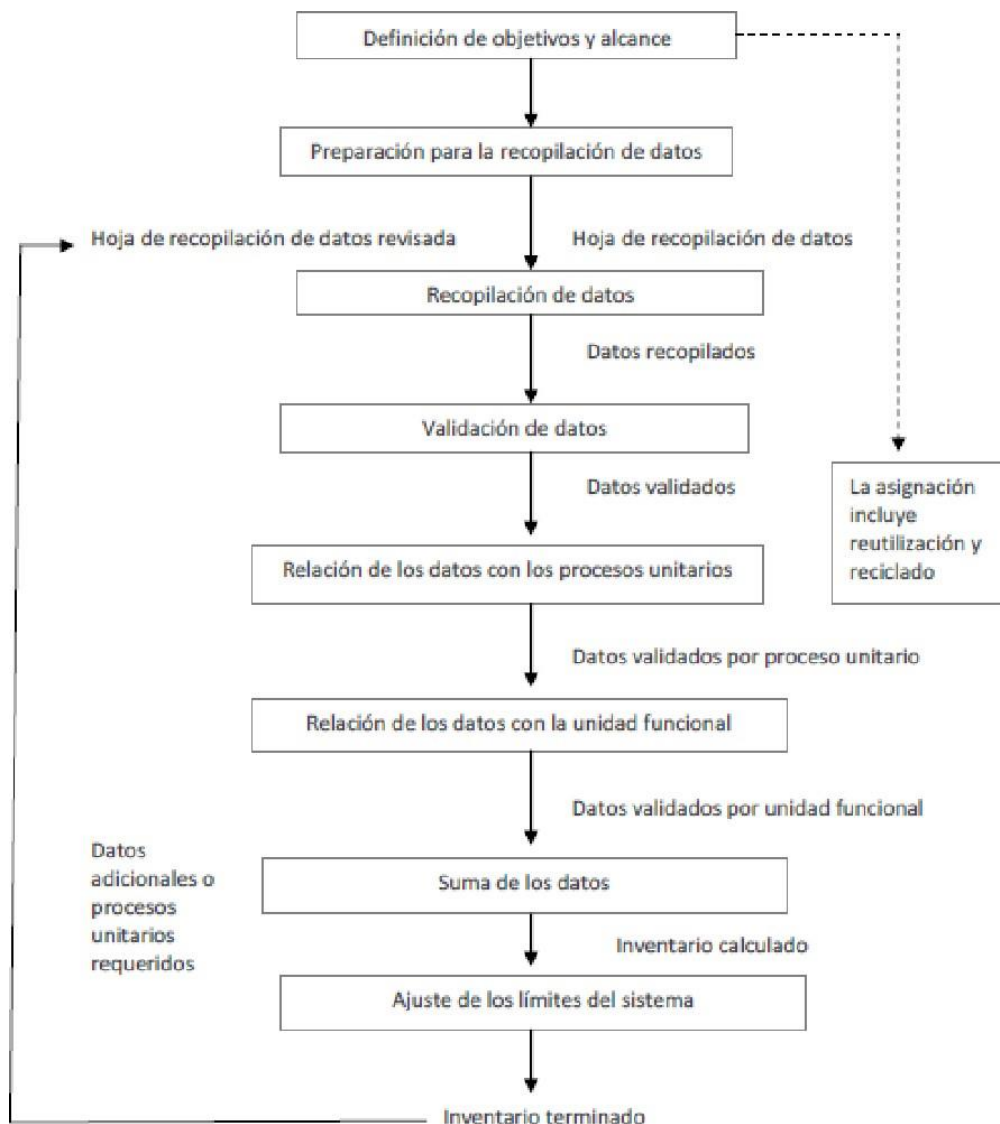


Figura 2.2. Elementos de la fase del AICV. Fuente: Norma IRAM-ISO 14040:2006.

2.2.3. Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV)

En esta etapa se traducen los resultados de ICV con el fin de evaluar cuán significativos son los impactos ambientales potenciales del sistema. Para ello, se deben definir cuáles serán las categorías de impacto a analizar y cuál será el método de evaluación de esos impactos. Debido a la multiplicidad de datos del ICV, la evaluación de los impactos se realiza, por lo general, utilizando un software específico. Aquí debe especificarse también qué software será utilizado para el análisis. *Los resultados de esta etapa conforman el perfil ambiental del sistema.*

Según las normas ISO 14040-14044: 2006, el análisis de impacto puede realizarse a dos niveles, tal como muestra la (Figura 2.3), sólo con los elementos obligatorios que permiten obtener un indicador para cada una de las categorías de impacto; o agregando también elementos opcionales que permiten obtener un único indicador que engloba toda la información del inventario mediante la aplicación de un método de evaluación del impacto.

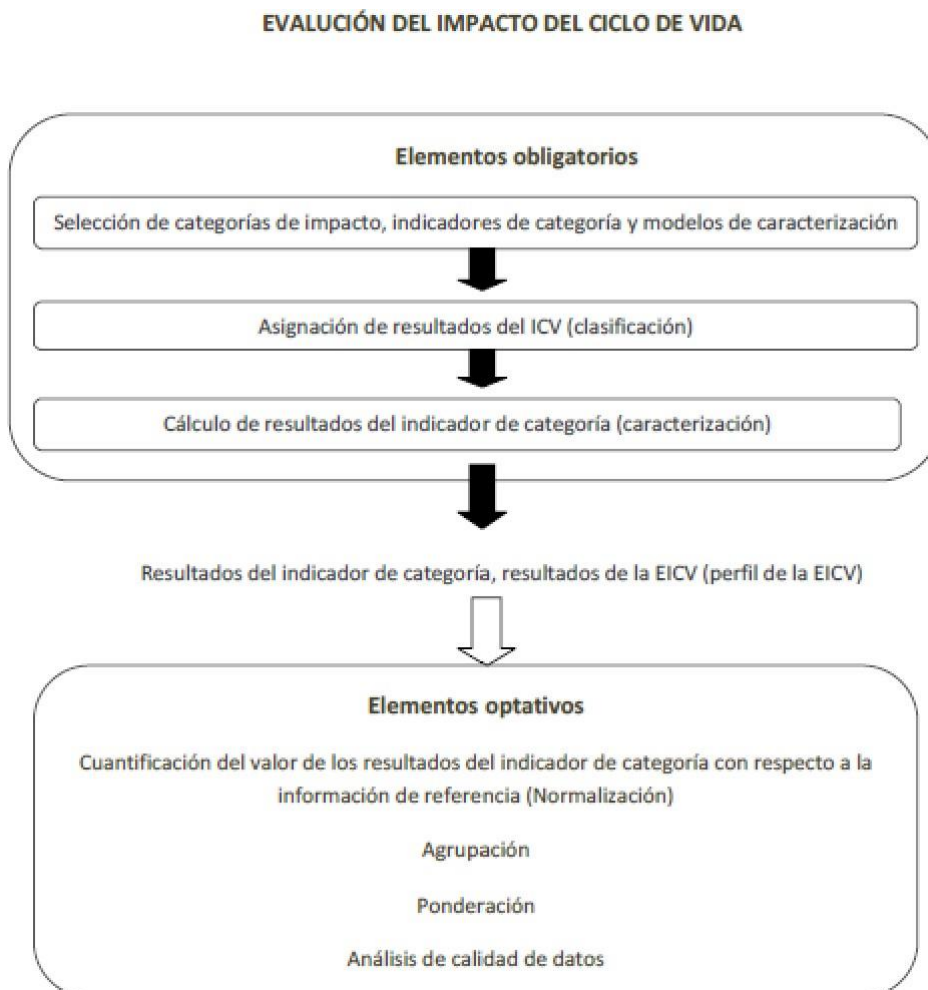


Figura 2.3. Elementos de la Fase EICV. Fuente: Norma IRAM-ISO 14040:2006.

- **Elementos obligatorios:** análisis por categoría de impacto. En esta fase de EICV se seleccionan las categorías de impacto, los indicadores de categoría y los modelos de caracterización que se van a considerar. A continuación, se asignan los resultados del ICV a las categorías de impacto (clasificación) y se calculan los resultados de los indicadores para cada una de las categorías de impacto consideradas (caracterización).

- **Elementos opcionales:** descripción de los métodos de valoración del impacto. La aplicación de un método de evaluación de impacto permite expresar la carga ambiental del sistema analizado en un único indicador, siguiendo los pasos de:

Normalización: consiste en relacionar la magnitud cuantificada de una categoría de impacto respecto a un valor de referencia, de modo de obtener una única unidad de medida para todas las categorías de impacto evaluadas.

Agrupación: es una clasificación de las categorías de impacto en grupos de impacto similares o por categorías en una jerarquía determinada.

Ponderación: consiste en otorgar prioridades (importancia relativa) entre las distintas categorías de impacto.

Análisis de calidad de los datos: ayuda a comprender la fiabilidad de los resultados obtenidos por medio del análisis de incertidumbre y análisis de sensibilidad.

2.2.3.1. Categorías de Impacto

Como se explicó anteriormente, los resultados de las intervenciones ambientales que se han identificado y cuantificado en la etapa de inventario se clasifican en *categorías de impacto*. Según sea la escala geográfica en la que actúan o tienen influencia los efectos del impacto considerado, se puede dividir a las categorías de impacto en globales, regionales o locales.

Las categorías globales son aquellas que tienen efecto sobre todo el planeta independientemente del sitio donde se produzca tal emisión, por ejemplo, la emisión de gases de efecto invernadero provocan un aumento del potencial de calentamiento global afectando al planeta en general. Dentro de este grupo se encuentran el Cambio Climático, el Agotamiento del Ozono Estratosférico, el Agotamiento de los Recursos Abióticos, etc. Por otra parte, las categorías de impacto regional o local son aquellas que contemplan los impactos producidos en una región o localidad determinada, sin afectar las condiciones generales del planeta. Su efecto potencial dependerá de las condiciones del lugar donde se produzca el consumo de recursos y/o las emisiones, y de las características del receptor de las mismas. En este grupo se encuentran la Acidificación, la Eutrofización, la Formación de Ozono Fotoquímico, la Toxicidad Humana, la Eco-Toxicidad, el Uso del Suelo y el Consumo de Agua, entre otras.

Los indicadores de categoría que explican los impactos asociados a cada categoría se caracterizan habitualmente mediante el empleo de la (Ec. 2.1):

Dato de Inventario × Factor de Caracterización = Indicador de Impacto o de Categoría Ec (2.1)

Según las normas ISO 14040-14044: 2006, el cálculo del indicador de categoría "...implica la conversión de los resultados del ICV a unidades comunes y la agregación de los resultados convertidos dentro de la categoría de impacto." Para esta conversión se emplean los *factores de caracterización* y se obtiene como resultado un indicador numérico.

Los *modelos de caracterización* son el reflejo de los mecanismos ambientales relacionando los resultados del inventario con los indicadores de categoría. El modelo de caracterización permite calcular los factores de caracterización que convierten y combinan los resultados del ICV en indicadores representativos del impacto sobre, por ejemplo, la salud de la población o el ecosistema.

Ejemplo:

Modelo de caracterización: propuesto por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC).

Indicador de categoría: energía irradiada en el infrarrojo.

Factor de caracterización: potencial de calentamiento global por cada gas de efecto invernadero expresado en kg equivalentes de CO₂/kg de gas.

Resultado del indicador: kg eq CO₂/kg gas.

2.2.3.2. Descripción de las categorías de Impacto seleccionadas

Las categorías de impacto y los factores de caracterización seleccionados para llevar a cabo el análisis de los impactos ambientales de los residuos depositados en rellenos sanitarios se basan en (Guinée et al., 2001a, 2001b, 2001c). Se han seleccionado fundamentalmente las categorías de impacto propuestas por Den Boer et al (2005) para la evaluación de sistemas de gestión de residuos que, asimismo, son consideradas obligatorias según el Informe Técnico ISO/TR 14047 y que son coherentes con el objetivo y alcance planteados en el presente estudio. A continuación, se describen las categorías de impacto seleccionadas en este trabajo:

Potencial de Acidificación (AP)

Existen distintos contaminantes primarios, por ejemplo, el dióxido de azufre o el óxido de nitrógeno que combinados con el agua existente en la atmósfera dan lugar a compuestos ácidos que provocan una disminución del pH al entrar en contacto con el ecosistema existente (suelo, agua subterránea, agua superficial, los organismos vivos y el entorno construido). De acuerdo a Den Boer et

al (2005), 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 producción de electricidad. El indicador se calcula según la (Ec. 2.2):

$$\text{Acidificación} = \sum_i \text{PiAC} \times m_i \quad \text{Ec. (2.2)}$$

donde:

PiAC es el potencial de acidificación de la sustancia *i* (kg eq SO₂/kg gas).

mi es la masa de la sustancia *i* emitida (kg).

Potencial de Eutrofización (EP)

Este indicador cuantifica el impacto potencial de niveles de nutrientes excesivamente altos que pueden provocar un exceso de producción de biomasa en los ecosistemas acuáticos y terrestres. El potencial de eutrofización se atribuye a las emisiones atmosféricas de NO_x y amoníaco, y a las emisiones al agua de fósforo y nitrógeno procedentes de procesos biológicos de tratamiento (Den Boer et al., 2005). El indicador se calcula según la (Ec. 2.3):

$$\text{Eutrofización} = \sum_i \text{PiEU} \times m_i \quad \text{Ec. (2.3)}$$

donde:

PiEU es el potencial de eutrofización de la sustancia *i* (kg eq PO₄³⁻/kg gas).

mi es la masa de la sustancia *i* emitida (kg).

Potencial de Calentamiento Global (PCG)

El PCG establece el efecto de calentamiento global relativo de un gas de efecto invernadero (GEI) específico con respecto al CO₂ (que se utiliza como referencia) en un período de tiempo determinado (IPCC, 2007). Representa el efecto combinado de los diferentes períodos de permanencia de cada GEI en la atmósfera y su eficacia relativa en la absorción de la radiación infrarroja. Luego, los equivalentes individuales pueden agregarse para obtener un indicador de GEI.

Las emisiones procedentes de los procesos de gestión de residuos que suelen contribuir al potencial de calentamiento global incluyen dióxido de carbono, óxido de nitrógeno y metano. Los procesos de tratamiento biológico y térmico de los residuos contribuirán a aumentar estas emisiones (Den Boer et al., 2005).

Las metodologías utilizadas en la etapa de EICV adoptan el indicador global de gases de efecto invernadero *GWP* (del inglés, *Global Warming Potential*) elaborado en base a la cantidad de cada GEI

emitido por UF y al potencial de efecto invernadero por cada kg de GEI, considerando un horizonte temporal de 100 años (Ec. 2.4):

$$\text{Calentamiento Global} = \sum \text{PiCG} \times \text{mi} \quad \text{Ec. (2.4)}$$

donde:

PiCG potencial de calentamiento global de la sustancia (i) (kg eq CO₂ /kg gas).

mi es la masa de la sustancia (i) emitida (kg).

Los valores de *PCG* son publicados en forma periódica por el IPCC para los principales GEI considerando horizontes temporales de 20, 100 y 500 años. Tal como se observa en la (Tabla 2.1) el horizonte temporal genera una amplia variación en los valores del PCG para cada uno de los GEI. Por lo tanto, constituye un parámetro que debe ser seleccionado cuidadosamente en función del objetivo y de la aplicación del estudio.

Gas de Efecto Invernadero	Tiempo de vida en la atmósfera	PCG 20 años (kg. eq. CO ₂)	PCG 100 años (kg. eq. CO ₂)	PCG 500 años (kg. eq. CO ₂)
Dióxido de carbono CO ₂	50-200	1	1	1
Metano CH ₄	12	72	25	7,6
Óxido de nitrógeno N ₂ O	114	289	298	153

Tabla 2.1. Potencial de calentamiento global y tiempo de vida en la atmósfera (en años) de los principales GEI. (IPCC, 2013).

Toxicidad Humana Potencial (THP)

Este indicador hace referencia a los efectos negativos que tienen las sustancias tóxicas (mercurio, plomo, dioxinas) emitidas al medio ambiente sobre la salud humana. Las prácticas de gestión de residuos pueden suponer una considerable amenaza para la salud humana. Los residuos contienen sustancias tóxicas (metales pesados, ácido crómico, mercurio, plomo, níquel, cobre, dioxinas, bario y antimonio), (Den Boer et al., 2005). El indicador se calcula teniendo en cuenta el potencial de toxicidad humana, según la (Ec. 2.5):

$$\text{Toxicidad humana} = \sum_i \sum_{\text{comp}} \text{mi, ecomp} \times \text{PiTH, ecomp,t} \quad \text{Ec. (2.5)}$$

donde:

PiTH ecomp,t es el potencial de toxicidad humana, el factor de caracterización para la toxicidad humana de la sustancia *i* emitida al compartimiento ambiental ecomp durante el horizonte de tiempo *t* (kg eq 1,4-diclorobenceno/kg gas).

mi es la masa de la sustancia *i* emitida (kg).

Oxidación Fotoquímica Potencial (OFP)

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 fotooxidación química de los compuestos orgánicos volátiles (VOC) 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).

De acuerdo con den Boer et al (2005) en la gestión de residuos las emisiones de esta categoría de impacto que se consideran relevantes son los compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (NMVOC), el metano procedente de los vertederos y las emisiones de NOx y CO de los procesos térmicos. Las emisiones de monóxido de carbono tienen un efecto decreciente del potencial de formación del ozono fotoquímico (PFOF) dado que puede reaccionar con el ozono produciendo dióxido de nitrógeno y oxígeno, eliminando así el efecto ozono. Uno de los indicadores de ozono fotoquímico resulta de hallar los factores de conversión o reactividad para los compuestos orgánicos volátiles (VOC) que a su vez son utilizados para convertir el inventario de VOC en equivalentes de etileno (den Boer et al., 2005). El indicador se calcula según la (Ec.2.6):

$$\text{Oxidación fotoquímica} = \sum_i \text{PiFQ} \times m_i \quad \text{Ec. (2.6)}$$

donde:

PiFQ es el potencial de creación de ozono fotoquímico de la sustancia *i* (kg eq etileno/kg gas)

mi es la masa de la sustancia *i* emitida (kg).

2.2.3.3. Método de Evaluación de Impacto seleccionado.

Las metodologías disponibles para realizar la evaluación de impactos se clasifican en:

i) *Métodos de impacto de punto final (endpoints)*: analizan el efecto ambiental último identificando y definiendo el daño sobre la población humana y los ecosistemas naturales. Las categorías de impacto reflejan en sí mismas valores de la sociedad, como los daños a la salud humana, la pérdida de la biodiversidad, la pérdida de la calidad del suelo, la pérdida de recursos, entre otros. Ejemplos de este

tipo de metodología son Eco-indicador 99 (Goedkoop y Spriensma, 2001), EPS 2000 (Steen, 1999), IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003) y ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009), entre otros.

ii) *Métodos de impacto de punto medio (midpoints)*: evalúan el impacto ambiental sobre diversas categorías de impacto (Calentamiento Global, Eutrofización, Adelgazamiento de la capa de ozono, Acidificación, Toxicidad humana, entre otras) consideradas como puntos medios entre la intervención ambiental (consumo de recursos, emisiones) y las categorías de punto final en la cadena causa-efecto. Algunos métodos de impacto de punto medio son CML 2001 (Guineé *et al.*, 2001), Eco-indicador 95, (Goedkoop, 1995), EDIP 2003 (Hauschild y Potting, 2004) y ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009).

La elección de uno u otro tipo de metodología dependerá principalmente del objetivo y alcance del estudio. En la Figura 2.4. se presentan ejemplos de categorías de impacto de punto medio y de punto final.

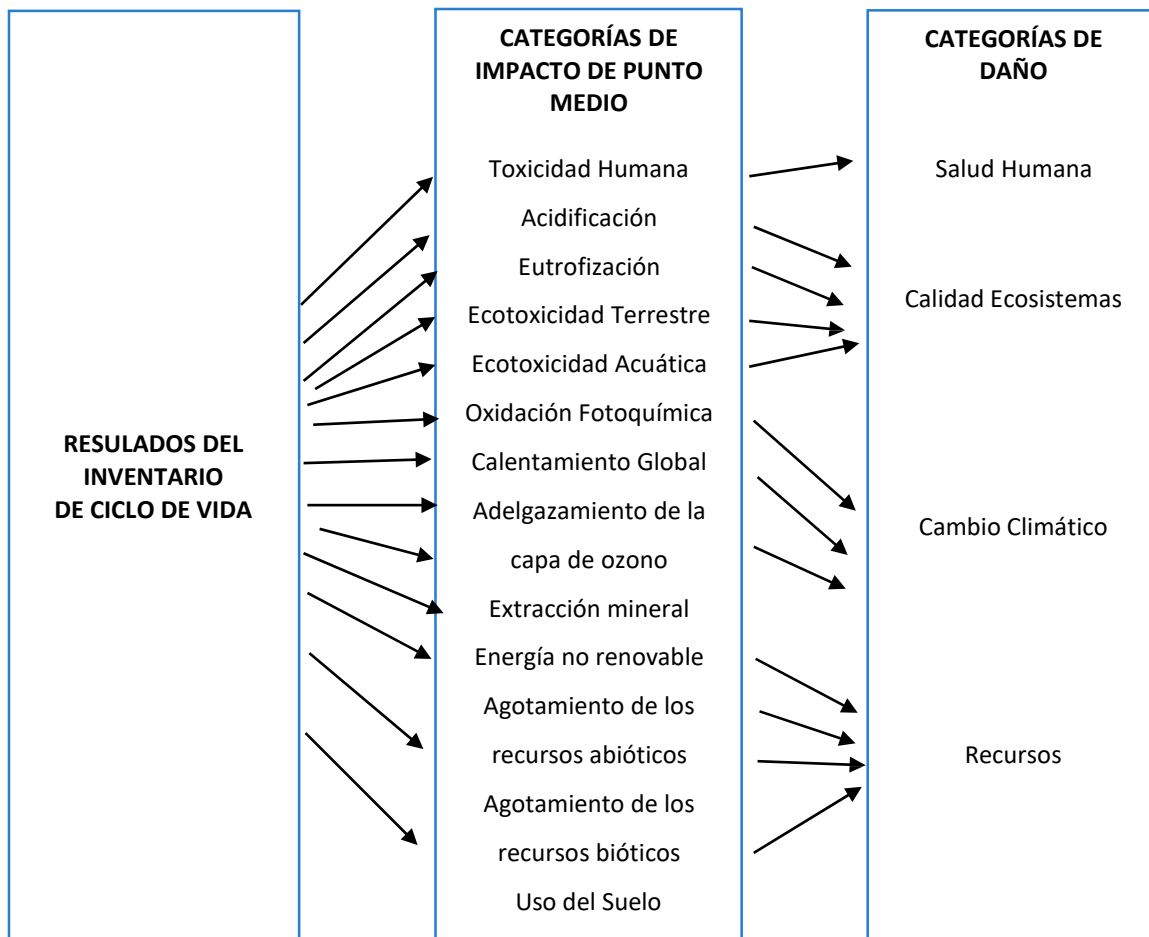


Figura 2.4. Vinculación entre los resultados de Inventario del ciclo de vida y categorías de impacto de punto final (categorías de daño), vía categorías de impacto de punto medio. Las categorías corresponden al método IMPACT 2002+. Adaptado de Jolliet *et al.*, 2003.

CML 2001

Para este trabajo se ha seleccionado el método de impacto de punto medio CML 2001. Este método fue elegido, en primer lugar, porque contempla todas las categorías de impacto que han sido seleccionadas para llevar a cabo el análisis propuesto en el presente trabajo; y principalmente, porque además de contener categorías de impacto ajustadas a la realidad Europea, brinda también valores de categorías de impacto globales que pueden ser aplicadas en todo el mundo⁸.

El método CML 2001 fue desarrollado originalmente en el año 1992 por el Centro de Estudios Ambientales de la Universidad de Leiden, Holanda, pero la versión final estuvo lista en el año 2000. En 2001 un grupo de científicos bajo la dirección del CML (Center of Environmental Science of Leiden University) publican una nueva guía operacional de acuerdo a los estándares de la Organización Internacional de Estandarización (ISO), Guinée et al., (2001b), Guinée et al., (2001c). En la guía propusieron una serie de categorías de impacto y métodos de caracterización para la etapa de evaluación de los impactos ambientales (Guinée et al., 2001c). El método de análisis de impacto ambiental implementado por Ecoinvent⁹ como CML 2001 contiene una serie de categorías de impacto definidas como de punto medio o “midpoint”. El método CML desarrollado bajo el enfoque de orientación hacia el problema se focaliza en una serie de categorías de impacto expresadas en términos de emisiones al ambiente o utilización de recursos.

2.2.3.4. Software para ACV

Debido a la complejidad de la metodología, la gran cantidad de datos necesarios, el cálculo de los factores de equivalencia y otras dificultades que se presentan cuando se realiza un estudio de ACV, en la mayoría de los casos se utilizan soportes informáticos para el análisis de los datos.

En los últimos años se han desarrollado una gran variedad de software para el análisis del ciclo de vida de la gestión de los residuos sólidos urbanos, tal como se describe en la revisión realizada por Gentil et al (2010). Sin embargo, todos ellos han sido desarrollados para modelar los sistemas de gestión de los países donde fueron desarrollados limitando su aplicación en otros contextos. Al respecto se puede mencionar, en Dinamarca EASEWASTE (Kirkeby et al, 2006), en Canadá EPIC/CSR Haight, 1999, 2004), en Inglaterra IWM2 (McDougall et al., 2001), WISARD (Ecobilan, 1997), y WRATE (Thomas and McDougall, 2003; Gentil et al., 2005; Coleman, 2006); en la Unión Europea LCA-IWM (Den Boer et al., 2005a,b, 2007); en Estados Unidos MSW-DST, (Weitz et al., 1999; Solano et al., 2002a,b; Thorneloe et

⁸ A diferencia de otros métodos donde las categorías han sido específicamente diseñadas para ser aplicadas a la realidad Europea, como por ej. Eco –Indicator 99; o Ecosystem Damage Potentia (EDP) diseñado para Europa Central, CML 2001, contiene categorías de impacto genéricas que fueron desarrolladas para poder ser aplicadas en diversas partes del mundo.

⁹ Ecoinvent es la base de datos de Inventario de Ciclo de Vida más completa y consistente a nivel internacional. Para más información visitar <https://www.ecoinvent.org/>.

al., 2007); en Suecia ORWARE (Dalemo et al., 1997; Eriksson et al., 2002), y en Japón SSWMSS (Tanaka et al., 2004; Tanaka, 2008).

Además, la utilización de los softwares mencionados no es gratuita. Por tal motivo, en este trabajo se utilizará el software Open LCA, versión 1.6.3., software libre y gratuito desarrollado en el año 2006 en Berlín por GreenDelta, de amplia utilización internacional, el cual permite modelar los escenarios que se plantean en este trabajo.

2.2.4. Interpretación del Análisis de Ciclo de Vida

La fase de interpretación comprende tres elementos fundamentales (Figura 2.5.), (ISO, 2006b):

- i) Identificación de los aspectos significativos: los resultados del ICV y de la EICV se estructuran, combinan e interpretan con el fin de determinar los datos de inventario (materiales, energía, emisiones, residuos), los procesos unitarios y las categorías de impacto significativas de acuerdo al objetivo y alcance del estudio.
- ii) Evaluación: este elemento tiene como meta generar y fortalecer la confianza y la fiabilidad en los resultados del ACV por medio de la verificación de los análisis de integridad, sensibilidad y coherencia. Al igual que el elemento anterior, la evaluación debe realizarse en concordancia con el objetivo y el alcance del estudio.
- iii) Conclusiones, limitaciones y recomendaciones: es indispensable que las conclusiones respondan a los requisitos establecidos en el objetivo y alcance del estudio. Las limitaciones deben reflejar las suposiciones y los valores predefinidos en cuanto a la calidad de datos y a las elecciones metodológicas. Además, deben expresar claramente bajo qué condiciones son válidos los resultados del ICV y de la EICV. Las recomendaciones deben basarse en las conclusiones finales y relacionarse con la aplicación prevista del estudio.

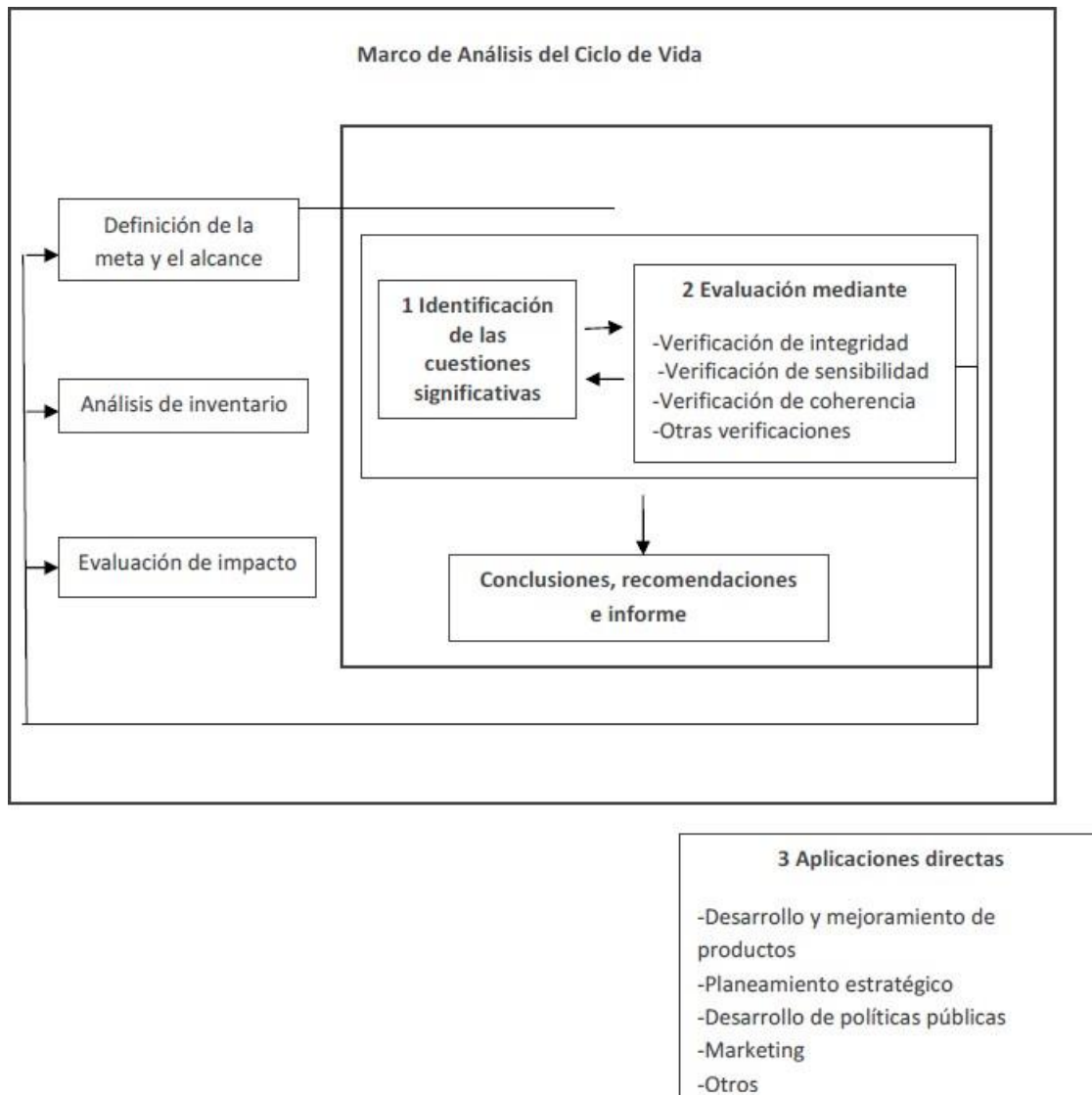


Figura 2.5. Relaciones de los elementos de la fase de interpretación con las otras fases del ACV. Extraído de (Norma IRAM-ISO 14040:2006).

2.3. La Gestión de los Residuos en una Perspectiva de Ciclo de Vida

Si bien el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se originó con el propósito de analizar el desempeño ambiental de productos, desde el comienzo de la década de los 90` se fueron desarrollando en distintas partes del mundo una serie de modelos de ACV que abordan el análisis de los impactos ambientales de la gestión de los residuos (Morrissey and Browne, 2004; Moora et. al, 2006; Björklund et al., 2010).

En el año 2008 la Directiva Europea aprobó una resolución (EU Directive 2008/98/EC), mediante la cual estableció la necesidad de incluir el pensamiento de ciclo de vida en la gestión de los residuos y la obligación de gestionar los mismos de manera que generen el menor impacto negativo al ambiente y a la salud de las personas. Por ese motivo, la mayoría de los estudios de ACV aplicados a la

gestión de los residuos se concentran en Europa y se evidencia un incremento en la cantidad de estudios realizados luego de la aprobación de dicha directiva (Laurent et al., 2014a, 2014b).

Actualmente, el ACV es una de las herramientas con mayor aceptación y utilización mundial para la evaluación ambiental de sistemas de gestión de RSU (Guinée et. al, 2011; Finnveden, et. al, 2009; Laurent et al., 2014a, 2014b). En los últimos años, numerosos estudios han sido publicados en diferentes países europeos, entre los que se encuentran, en España (Bovea and Powell, 2006; Bueno et al., 2015; Fernandez-Nava et al., 2014; Güereca et al., 2006; Montejo et al., 2013; Quiros et al., 2015); en Suiza (Boesch et al., 2014; Rossi et al., 2015); en Reino Unido (Herva et al., 2014), en Portugal; (Evangelisti et al., 2015; Tunesi, 2011); en Noruega (Slagstad and Brattebø, 2012); en Suecia (Carlsson Reich, 2005); y en Dinamarca (Andersen et al., 2012; Boldrin et al., 2011; Manfredi and Christensen, 2009). Dentro de Italia se pueden mencionar los trabajos de (Blengini et al., 2012; Buratti et al., 2015; Cherubini et al., 2009; De Feo and Malvano, 2009; Fiorentino et al., 2015; Panepinto et al., 2015; Rigamonti et al., 2010, 2013).

Sin embargo, la aplicación de ACV para la evaluación de los sistemas de gestión de residuos sigue concentrándose de manera mayoritaria en los países desarrollados (Laurent et al, 2014a, 2014b). En Latinoamérica se reportan los estudios de (Mendes et al. 2004) en Brasil, (Muñoz and Navia, 2011) en Chile, (Gilardino et al, 2017) en Perú, y en Argentina, el trabajo de (Mercante et al, 2011), el de (Caprile and Ripa, 2014) y (Moreno et al, 2015, 2017).

2.3.1. Criterios Clave en la implementación de ACV a la Gestión de Residuos

Al momento de implementar un análisis de ciclo de vida de los residuos sólidos urbanos, existen una serie de criterios clave que deben especificarse cuidadosamente, ellos son:

2.3.1.1. Unidad Funcional del Sistema:

Hace referencia a todos los residuos incluidos dentro del sistema de gestión, de una determinada composición, dentro de un período de tiempo, expresados en una medida (en general tn o kg) para una región específica.

2.3.1.2. Límites del sistema:

Es uno de los criterios clave dado que su definición podría influir drásticamente en los resultados del modelo (Wenzel y Villanueva, 2006). Los tipos de límites del sistema que se analizan son los siguientes:

- I. *El sistema técnico y el ambiente:* se debe prestar particular atención a los límites y el alcance geográfico del modelo que se está utilizando.

- II. *El horizonte de tiempo*: este límite es fundamentalmente relevante para el modelado de rellenos sanitarios.
- III. *Límites Upstream y Downstream*: los ACV tradicionales realizan estudios denominados comúnmente de la “cuna a la tumba”, lo que significa que todas las emisiones son contabilizadas desde la extracción de materiales para la fabricación de un producto, su manufactura, uso y disposición final. Sin embargo, en los *modelos ACV de residuos*, no es posible contar con información del ciclo de vida de los diferentes productos antes de convertirse en residuo. Por lo tanto, los análisis son del tipo “bin to grave”, es decir, desde el cesto de basura hasta la tumba, este es el límite upstream del sistema. Por tal motivo, cuando se modelan ACV de residuos se adopta el supuesto de “zero burden” o de carga cero, que indica que los impactos integrados, es decir, aquéllos asociados al producto antes de convertirse en residuo, no son considerados en el estudio. Por su parte, el límite downstream hace referencia al límite final del sistema a partir del cual todos los flujos de materia y energía quedan excluidos del análisis. Por tal motivo, su definición debe ser clara y precisa.

2.3.1.3. Propiedades y composición de los residuos

El conocimiento de la composición de los residuos es la piedra angular del modelaje del análisis de ciclo de vida de los residuos debido a que las propiedades físicas y la composición química de los mismos resultan en diferentes procesos de gestión, y principalmente en diferentes emisiones al aire, suelo y tierra.

2.3.2. El modelado de inventarios contextualizados

La aplicación de ACV al análisis de los residuos sólidos urbanos requiere conocer y considerar especialmente las condiciones locales, dado que los procesos de la gestión de los residuos están fuertemente condicionados por el contexto local y por lo tanto deben ser correctamente modelados. Los siguientes aspectos fueron identificados como relevantes:

- I. La composición específica de los residuos, que depende fundamentalmente de las condiciones locales.
- II. Las emisiones al ambiente del tratamiento de los residuos, que depende directamente de la composición específica de los mismos.

- III. La elección del horizonte temporal del análisis de ACV tiene implicancias importantes en los resultados finales, en particular cuando se analiza la disposición final en *rellenos sanitarios*.
- IV. La elección temporal seleccionada para el análisis de las emisiones que contribuyen al Potencial de Calentamiento Global (PCG) es de suma importancia para la toma de decisiones.

Para el modelado de las emisiones de los residuos se pueden considerar dos enfoques:

1. **El enfoque orientado en el proceso:** para modelar el tratamiento de los residuos se utilizan factores de emisión y consumo de recursos preestablecidos. Por lo tanto, una vez que se define el método de tratamiento de los residuos, el tipo de residuos y la tecnología; se aplica un factor preestablecido que se ajuste a la definición establecida.
2. **El enfoque orientado en el producto:** se refiere a la modelización del tratamiento de los residuos y al cálculo de los factores de emisión y consumo de recursos utilizando una composición específica de residuos.

Este trabajo utiliza el *enfoque orientado en el producto* para el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de la disposición final en relleno sanitario de los residuos sólidos urbanos, Figura 2.6.

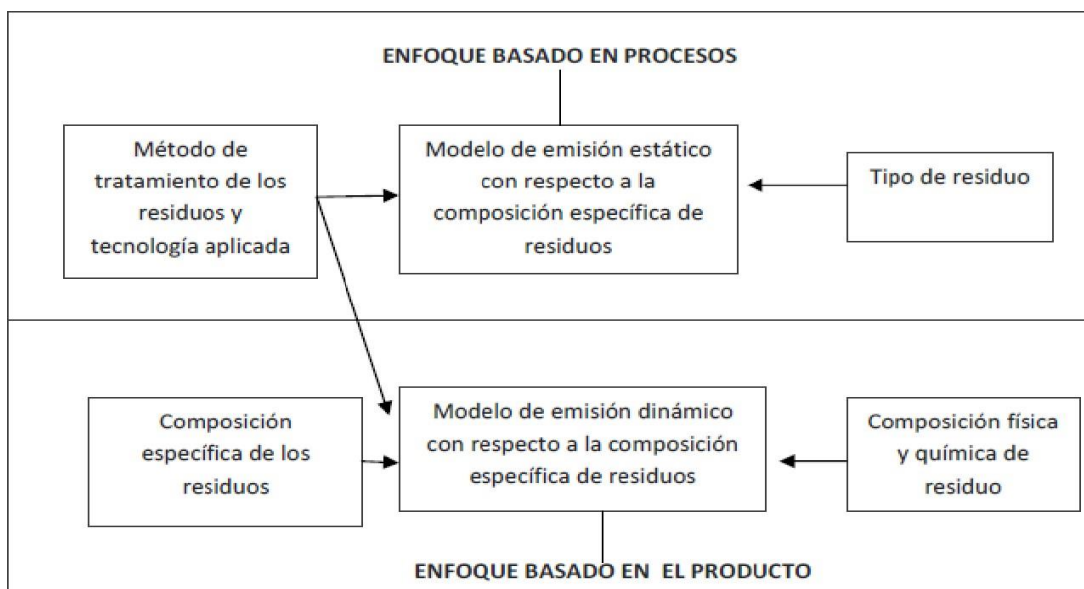


Figura 2.6. Ilustración de las entradas para el modelado de la predicción de los factores de emisión del tratamiento de los residuos. Fuente: Adaptado de Bjarnadóttir et al., 2002.

CAPITULO 3: MODELADO DE LAS EMISIONES DE UN RELLENO SANITARIO EN UNA PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA

3.1. Introducción

La modelización de las emisiones de un relleno sanitario es una tarea compleja debido a la multiplicidad de procesos químicos y biológicos que se producen en su interior, los que abarcan extensos períodos. Tal como se describió en el Cap. 1 (Sección 1.3), en las últimas décadas se han desarrollado diversos modelos matemáticos para estudiar los impactos ambientales de las emisiones líquidas y gaseosas de los rellenos sanitarios (Krause et al., 2016; Oonk, 2010; El-Fadel et al, 1997).

Sin embargo, existen pocos modelos que adopten un enfoque integrado que permita modelar y evaluar los impactos tanto de las emisiones líquidas como gaseosas que se generan en un relleno sanitario como producto de la descomposición de los residuos depositados. Una de las metodologías que contempla este enfoque integrado y que ha sido aplicada por diversos investigadores para el modelado de las emisiones de los rellenos sanitarios es el Análisis de Ciclo de Vida (Doka, 2009; Manfredi et al, 2010; Oberstein et al, 2007; Finnveden, 2005; Damgaard et al, 2011).

En este capítulo se analizarán los aspectos metodológicos que deben ser considerados para realizar el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de un relleno sanitario en una perspectiva de ciclo de vida.

3.2. Aspectos Metodológicos del Modelado de las Emisiones de un Relleno Sanitario en una perspectiva de Ciclo de Vida

De acuerdo con Doka et. al (2009), la aplicación del ACV al modelado de los sistemas de gestión de residuos, y en particular, al modelado de las emisiones líquidas y gaseosas producto de la descomposición de los residuos depositados en rellenos sanitarios involucra dos cuestiones particulares que se encuentran estrechamente vinculadas, *la escasez de datos y la elección del horizonte temporal*. Este último hace referencia al período de tiempo (años) durante el cual los aspectos ambientales serán contabilizados en el modelado del ACV. Sobre este punto, diversos autores (Doka et al., 2009; Finnveden 1997, Shader –Frechette, 2000; Obersteiner et al., 2007) recomiendan adoptar un horizonte temporal de largo plazo (mayor a 100 años) debido a que las emisiones líquidas y gaseosas producto del proceso de degradación de los residuos no suceden de manera instantánea como por ejemplo en el caso de la incineración que ocurre en el momento de la combustión de los

residuos. Por el contrario, las emisiones suelen permanecer por centenios o milenios, en particular para el caso de los compuestos tóxicos presentes en los lixiviados representado una amenaza de largo plazo para el ambiente (Obersteiner et al., 2007). Este hecho adquiere una importancia particular, ya que los rellenos sanitarios han demostrado ser sistemas inestables en el largo plazo debido al deterioro gradual de sus sistemas de protección (rotura de membrana, o de colectoras de gases y lixiviados) que origina la liberación de la carga de contaminantes al ambiente (Doka & Hischer, 2005).

Sin embargo, la disponibilidad y confiabilidad de los datos disminuye considerablemente cuando se consideran extensos periodos de tiempo agregando incertidumbre a los resultados. En efecto, a medida que se toma un período de tiempo mayor se vuelve cada vez más difícil predecir el comportamiento de ciertos parámetros, como ser, cambios en la meteorización geoquímica y en las condiciones climáticas (Obersteiner et al., 2007) lo que limita esencialmente la posibilidad de adoptar para el modelado horizontes temporales mayores a 100 años.

El modelado de las emisiones líquidas y gaseosas de un relleno sanitario en una perspectiva de ciclo de vida involucra los siguientes aspectos metodológicos claves:

3.3.1. Horizonte Temporal

Como se mencionó anteriormente, la elección del horizonte temporal es clave en el modelado de las emisiones del relleno sanitario ya que influye de manera directa en los resultados del análisis. De particular importancia es el modelado de los lixiviados debido a que la carga de contaminantes suele permanecer en el ambiente por un periodo de tiempo prolongado, abarcando milenios (Sundqvist, 2002). Los horizontes temporales establecidos por la comunidad científica de ACV para el modelado de los impactos ambientales de los residuos depositados en rellenos sanitarios son dos:

- Horizonte temporal de corto plazo: los impactos ambientales de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos son contabilizados hasta 100 años después del momento de ser depositados en el relleno sanitario.
- Horizonte temporal de largo plazo: los impactos ambientales de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos son contabilizados durante un período mayor a 100 años (abarcando milenios).

Los rellenos sanitarios emiten al medio ambiente (suelo, aire, agua) sustancias tóxicas (ej. metales pesados) durante períodos de tiempo prolongados. Diversos autores (Sabbas et al. 2001,

Sundqvist et al. 1997, Hellweg 2000, Doka y Hirschier 2005) han demostrado que el potencial contaminante que resta en un relleno sanitario 100 años después del enterramiento de los residuos es significativo. En particular, esos estudios destacan que las concentraciones de metales pesados y compuestos tóxicos presentes en los lixiviados suelen ser bajas cuando se toma en consideración un horizonte de corto plazo en comparación con un horizonte de largo plazo.

Las concentraciones de metales pesados en los lixiviados han sido ampliamente monitoreadas y simuladas para un período de 100 años (Finnveden et al. 1995; Flyhammar et al. 1998; Kjeldsen y Christophersen 2001). La revisión de los resultados del monitoreo de los lixiviados realizada por Kjeldsen et al. (2002) concluye que las concentraciones de metales pesados en un horizonte temporal de corto plazo (menor a 100 años) no representan un gran riesgo ambiental. Esta observación confirma la suposición generalmente aceptada de que, por lo general, la mayor carga ambiental de metales pesados presentes en los residuos depositados en relleno sanitario permanece por un período de tiempo superior a 100 años (Hauschild et al. 2008). En otras palabras, sólo una parte menor de las sustancias nocivas presentes en los residuos son liberadas al ambiente en un período de 100 años (Doka, 2009). En efecto, Doka (2009) plantea que el pasivo ambiental de los residuos depositados en la actualidad en rellenos sanitarios es trasladado al futuro y por tal motivo debiera ser cuantificado.

De acuerdo con Finnveden et al. (1995) el modelado de los lixiviados de un relleno sanitario adoptando horizontes temporales de largo plazo implica dos cuestiones principales, en primer lugar, la definición del horizonte temporal del análisis; en segundo lugar, la estimación de las emisiones futuras la que debe realizarse utilizando un modelo matemático, dado que no es posible realizar mediciones en un futuro tan lejano. Por lo tanto, la definición de cuál será el límite temporal del sistema es una pregunta clave ya que tiene una influencia directa en el diseño del modelo y fundamentalmente en los resultados del análisis.

De acuerdo a las investigaciones realizadas por Christensen et al. (2001) el contenido de metales pesados presentes en los rellenos sanitarios representa uno de los principales contaminantes ambientales en la gestión de los residuos. Además de su toxicidad, los metales pesados tienen la capacidad de permanecer en el ambiente por prolongados períodos de tiempo, muy superiores a cualquier químico orgánico (Bakas et al. 2015). Por tal motivo, una de las cuestiones más importantes que surgen al momento de estimar los impactos de las emisiones de un relleno sanitario dentro del marco metodológico del ACV es cómo abordar el horizonte temporal de muy largo plazo, de miles o incluso cientos de miles de años, durante el cual la liberación de metales pesados tiene lugar (Bakas et al. 2015).

Dentro del marco metodológico de la EICV, el modelado de los impactos potenciales de sustancias tóxicas se realiza adoptando condiciones de estado estacionario y aplicando la integración de los resultados durante un período de tiempo definido, es decir, integrando los impactos de largo plazo en un horizonte de corto plazo (por ejemplo, 100 años) dejando fuera del análisis los impactos que ocurren más allá de tal horizonte, lo que da como resultado una fuerte subestimación de los impactos. Por otra parte, su plena consideración a través de la integración en horizontes temporales de largo plazo o incluso infinitos conduce a una fuerte sobrestimación de los resultados. Si bien este último enfoque no considera la “dilución en el tiempo” del impacto; el primer enfoque deja por completo fuera del análisis los impactos potenciales. Estos dos extremos representan un dilema que requiere de una solución operacional precisa dentro del marco metodológico de ACV que permita caracterizar las emisiones de largo plazo en una forma que las ponga en perspectiva en relación a los impactos causados por emisiones que tuvieron lugar en un horizonte temporal de corto plazo.

Al presente, diversos autores han desarrollado modelos matemáticos para estimar las emisiones de largo plazo de los metales pesados presentes en los residuos depositados en rellenos sanitario. Entre ellos se encuentra el modelo propuesto por Gabor Doka (2009) incorporado a la base de datos de Ecoinvent, que plantea un horizonte temporal de largo plazo estimado en 60.000 años (hasta que tenga lugar el próximo período glacial, en Suiza). Otro modelo conceptual es el propuesto por (Bozkurt et al., 2000) que plantea que una vez completada la fase metanogénica del relleno, la fase húmica posterior se caracteriza por una degradación de carbono orgánico mucho más lenta, lo que significa que el oxígeno se difunde en los desechos vertidos y representa un factor determinante para la movilidad de los metales. Por su parte, (Parkhurst y Appelo 1999) desarrollaron un modelo para predecir las emisiones de cadmio (Cd) para un período de 20.000 años y de mercurio (Cu) para un período de 100.000 años. También pueden encontrarse en la literatura (Hyks et al. 2009) pruebas de laboratorio para simular el proceso de lixiviación del relleno sanitario. Asimismo, el modelado de las emisiones de los lixiviados del relleno dentro del marco del ACV ha sido abordada introduciendo un nuevo grupo de categorías de impacto que representan la toxicidad almacenada (ecotoxicidad o toxicidad humana). De esa forma, se tiene en cuenta qué cantidad de cada sustancia tóxica permanece almacenada en los residuos depositados al final del horizonte temporal de corto plazo (por ejemplo, 100 años) y se asigna a cada sustancia un factor de caracterización para la ecotoxicidad y otro para la toxicidad humana. Los impactos potenciales estimados para las categorías de toxicidad almacenadas representan inherentemente los impactos potenciales que se causarían si la carga restante de contaminantes fuera liberada inmediatamente después del horizonte temporal de corto plazo (Hauschild et al, 2008).

Sin embargo, a pesar de los diversos intentos realizados, no existe en la actualidad un consenso entre los investigadores de la comunidad internacional de ACV sobre una metodología en común (Hauschild et al, 2015). En la descripción de los modelos mencionados se observa que no existe uniformidad en cuanto al horizonte temporal seleccionado, ni a las sustancias modeladas. Además, no existen factores de caracterización disponibles para el modelado de las emisiones de metales en un horizonte temporal de largo plazo las que, por lo tanto, deben ser modeladas utilizando factores de caracterización genéricos de corto plazo (Barkas, 2015). Tal como plantean Hirschier et al. (2010) se requiere de una mayor investigación que permita lograr una representación más precisa de las emisiones de largo plazo.

Por todo lo expuesto, en este trabajo se adoptará un horizonte temporal de corto plazo (100 años) con el fin de llamar la atención de los responsables de las políticas públicas y de las partes interesadas sobre la urgencia de un cambio de paradigma en la gestión de los residuos sólidos municipales. Por supuesto, esto no significa desconocer el pasivo ambiental que inexorablemente se traslada al futuro, sino que en cambio se busca poner el foco en la introducción inmediata de mejoras de gestión que en consecuencia contribuyan en la reducción de las cargas futuras.

3.3.2. Modelado de las Emisiones de Carbono

La descomposición de la materia orgánica derivada de las fuentes de biomasa (p. ej., cultivos, madera) es la fuente principal de liberación de CO₂ a partir de desechos (IPCC, 2006).

Los residuos sólidos urbanos suelen contener un alto porcentaje de materia orgánica compuesta principalmente por desechos alimenticios y restos de poda, en particular en Argentina, donde el porcentaje de materia orgánica representa el 50% del total de residuos (SAyDS, 2012).

Tal como se explicó en el Cap. 1, sección (1.2.1), la degradación de los residuos que son dispuestos en rellenos sanitarios genera gases de efecto invernadero, conocido como gas de relleno LFG (del inglés, Landfill Gas). La producción de ese gas es el resultado de un proceso de degradación anaeróbica de la fracción orgánica de los residuos depositados.

El gas de relleno se compone principalmente de metano (45-60% v / v), dióxido de carbono (40-60% v / v) junto con otras trazas de gases (US EPA 2005) tales como sulfuro de hidrógeno, hidrógeno, monóxido de carbono, nitrógeno, amoníaco, vapor de agua (<1% v / v).

El metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂) son gases de efecto invernadero cuya presencia en la atmósfera contribuye al calentamiento global y al cambio climático. El potencial de calentamiento global (PCG) establece el efecto de calentamiento global relativo de un GEI específico con respecto al CO₂ (que se utiliza como referencia) en un período de tiempo determinado (Forster et al, 2007). Representa el efecto combinado de los diferentes períodos de permanencia de cada GEI en la atmósfera y su eficacia relativa en la absorción de la radiación infrarroja. Luego, los equivalentes individuales pueden agregarse para obtener un indicador de GEI.

Las metodologías utilizadas en la etapa de EICV adoptan el indicador global de gases de efecto invernadero GWP (del inglés, Global Warming Potential) elaborado en base a la cantidad de cada GEI emitido por unidad funcional (UF) y al potencial de efecto invernadero por cada kg de GEI, considerando un horizonte temporal de 100 años:

$$\text{Potencial Calentamiento Global} = \sum PiCG \times mi \quad \text{Ec (3.1.)}$$

donde, el PCG asociado al sistema producto (expresado en la mayoría de los casos en kg de CO₂e); *PiCG* es el PCG del compuesto *i*; y *mi* es la masa emitida a la atmósfera del compuesto *i* (expresada en kg).

Los valores de *PiCG* son publicados en forma periódica por el IPCC para los principales GEI, considerando horizontes temporales de 20, 100 y 500 años (Tabla 3.2.). El PCG depende de la eficiencia de la molécula de GEI y de su tiempo de vida en la atmósfera. Debido a su estructura molecular, la molécula de CH₄ es (25) veces más efectiva que la molécula de CO₂ en la absorción de la radiación infrarroja cuando se toma en consideración un horizonte temporal de 100 años; sin embargo, el potencial es (72) veces mayor si se considera un horizonte temporal de 20 años y (7,6) veces mayor si se toma un horizonte temporal de 500 años. Esta reducción en el PCG se debe a que la molécula de metano se degrada en agua y dióxido de carbono a través de las reacciones químicas que se suceden en la atmósfera (Mukhopadhyay, 2013). En cuanto a la molécula de CO₂, entre el 65% y el 80% del CO₂ liberado en el aire se disuelve en el océano durante un período de 20-200 años (IPCC, 2006). El resto se elimina mediante procesos más lentos que toman varios cientos de miles de años, lo que significa que una vez en la atmósfera, el dióxido de carbono puede seguir afectando el clima durante miles de años (IPCC, 2006).

Tal como se observa en la Tabla 3.2, el horizonte temporal genera una amplia variación en los valores del PCG para cada uno de los GEI. Por lo tanto, constituye un parámetro que debe ser seleccionado cuidadosamente en función del objetivo y de la aplicación del estudio. De acuerdo a Fuglestvedt et al. (2001) la elección del horizonte temporal debería reflejar la política climática o los

efectos climáticos de mayor preocupación, por ejemplo, si el fin último del estudio es definir políticas ambientales a corto plazo sería útil considerar un horizonte temporal de 20 años. Por el contrario, si el objetivo principal consiste en reducir los impactos globales a largo plazo, entonces sería más apropiado adoptar un lapso de 100 o de 500 años. Diversos estándares internacionales desarrollados para estimar la contribución de la producción de bienes y servicios al cambio climático (entre ellos el PAS 2050, PAS 2060, el GHG Protocol y la norma ISO 14067:2018) sugieren adoptar un horizonte temporal de 100 años. Del mismo modo, las partes firmantes del Protocolo de Kyoto optaron por un lapso de 100 años para calcular los inventarios de emisiones.

Gas de Efecto Invernadero	Tiempo de vida en la atmósfera	PCG 20 años (kg. eq. CO ₂)	PCG 100 años (kg. eq. CO ₂)	PCG 500 años (kg. eq. CO ₂)
Dióxido de carbono CO ₂	50-200	1	1	1
Metano CH ₄	12	72	25	7,6
Óxido de nitrógeno N ₂ O	114	289	298	153

Tabla 3.1. Potencial de calentamiento global y tiempo de vida en la atmósfera (en años) de los principales GEI. (IPCC, 2013).

3.3.2.1 Carbono Biogénico

La metodología propuesta por el IPCC (2006) para el cálculo de los GEI establece una diferenciación entre el carbono de origen fósil y el carbono de origen biogénico¹⁰.

La metodología que se adopta para el modelado del carbono de un relleno sanitario en el marco del ACV es crítica al momento de calcular el potencial de calentamiento global (PCG). Tal como plantean Gentil et al. (2010) el carbono convertido en CO₂ impactará sobre la atmósfera, sin importar si se origina en una fuente biogénica o fósil. Sin embargo, para el cálculo de las emisiones de los GEI producto de la descomposición anaeróbica de los RSU dispuestos en rellenos sanitarios, la metodología propuesta por el IPCC-2006, pese a que reconoce que los sitios de eliminación de desechos sólidos (SEDS) producen además de metano CH₄, dióxido de carbono (CO₂, fósil y biogénico), compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM), así como cantidades más pequeñas de óxido

¹⁰ Se establece una diferencia entre el carbono de origen biogénico (proveniente de materia orgánica y asociado al ciclo corto del carbono) y el carbono de origen fósil (proveniente de fuentes no bióticas y asociado al ciclo largo del carbono), IPCC, 2006.

nitroso (N₂O), óxidos de nitrógeno (NO_x) y monóxido de carbono (CO); sólo contabiliza las emisiones de metano CH₄ dejando fuera el resto de los GEI¹¹.

La práctica común de ignorar las emisiones del CO₂ biogénico se fundamenta en el argumento que durante el crecimiento de las plantas se produce una absorción y un almacenamiento de carbono que se compensa con la que luego es degradada de manera aeróbica, por lo tanto, según este razonamiento la ecuación de carbono es neutra (IPCC, 2006). Sin embargo, tal como plantea el documento publicado por UNEP (2010) el crecimiento de las plantas – en especial los árboles y las especies de vida más larga- no se produce de manera uniforme durante los años y las estaciones, y la captación inicial de carbono de una planta joven es mucho menor a la absorción de carbono de una planta madura. Por lo tanto, podrían pasar varios años antes que un flujo de CO₂ biogénico emitido de manera instantánea por un proceso (ej. degradación de carbono biogénico) sea recapturado por la planta en crecimiento.

En referencia al reporte de las emisiones de los GEI, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático ha establecido una convención internacional de no contabilizar las emisiones de CO₂ biogénico provenientes de la descomposición de residuos en un relleno sanitario (IPCC, 2006)¹². Asimismo, consideran al resto de los gases despreciables y por tal motivo no los contabilizan.

La práctica de no contabilizar las emisiones de CO₂ biogénico es utilizada con frecuencia dentro de la comunidad de ACV al momento de realizar el modelado de las emisiones de carbono de un relleno sanitario (Barton et al. 2008; Christensen et al. 2009; Gentil et al. 2009; Rabl et al. 2007). Sin embargo, este supuesto ampliamente utilizado, subestima la importancia de la perspectiva temporal. Tal como plantean Cherubini et al (2011) antes de ser captado por las plantas, las emisiones de CO₂ permanecen en la atmósfera durante un período de tiempo durante el cual afectan al cambio climático. Por lo tanto, la práctica de no contabilizar las emisiones de carbono biogénico puede conducir a resultados erróneos (Dobson, 1998), en particular cuando los residuos depositados en rellenos sanitarios contienen un alto

¹¹ La Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, contabiliza sólo las emisiones CH₄ de los residuos sólidos en sitios de disposición final (SDF).

¹²

Véase Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero de 2006. Volumen 1.- Introducción: el dióxido de carbono resultante de la combustión o descomposición del material biogénico de vida corta que se elimina donde se cultivó, se considera cero en los sectores de la Energía, Residuos e IPPU, procesos industriales y usos de productos (por ejemplo, las emisiones de CO₂ de los biocombustibles y las emisiones de CO₂ del material biogénico en los vertederos de residuos urbanos). Volumen 5.- Residuos: los vertederos de residuos urbanos, el tratamiento de aguas residuales y la incineración de residuos no fósiles también producen CO₂, pero éste es de origen biogénico y, por lo tanto, no se incluye como un elemento a declarar en este sector.

porcentaje de materia orgánica. De acuerdo a Möllersten y Grönkvist (2007) la atmósfera no distingue entre una molécula de carbono de origen biogénico y una de origen fósil “todo el CO₂ es igual en la atmósfera”, por lo tanto, los esfuerzos globales deberían estar concentrados en minimizar todas las emisiones de CO₂, independientemente de su fuente de origen. Esto significa que las emisiones de CO₂ afectan directamente el ciclo de carbono (y por lo tanto) el clima del planeta, desde una perspectiva atmosférica no importa si el CO₂ proviene de fuentes biogénicas o fósiles (Cherubini et al., 2011) en especial si la velocidad de la tasa de emisión fuese superior a la tasa de absorción (Caprile y Ripa, 2014).

Por tal motivo, son varios los estudios que recomiendan incluir la totalidad de los GEI del sector residuos (US EPA 2010; Cherubini et al 2011; Möllersten y Grönkvist, 2007; Mukhopadhyay, 2013) dado que todos los gases tienen su impacto en el sistema climático de la tierra y por lo tanto es necesario contabilizarlos para conocer cuál es el impacto real. En particular, el estudio realizado por el Centro Virtual de Cambio Climático de la Ciudad de México (Barreda, 2009) pone de manifiesto las limitaciones de la metodología propuesta por el IPCC para el cálculo de los GEI del sector residuos, y resalta que la subestimación de las emisiones totales de GEI de los residuos dispuestos en rellenos sanitarios es de aproximadamente un 5%. En consecuencia, el estudio afirma que es necesario incluir en la confección de los inventarios de GEI todas las emisiones del sector, incluidas las emisiones de CO₂ biogénico para la obtención realista de las emisiones de la disposición de residuos en rellenos sanitarios. En efecto, los beneficios que se derivan de la reducción de las emisiones totales de CO₂, independientemente de la fuente de origen, parecen ser el mejor indicador de las consecuencias de las diferentes opciones. El tema clave es el cambio climático y cómo mitigarlo, no la diferenciación de las fuentes de carbono (UNEP, 2010).

3.3.3. Composición Específica de los Residuos

El punto de partida para poder inventariar las emisiones de un relleno sanitario es conocer la composición específica de los residuos que son depositados, dado que las emisiones resultantes dependen de manera directa de tal composición.

Las características y el volumen de los residuos sólidos urbanos es la resultante de una combinación de factores, tales como el tamaño y la densidad de la población, los niveles socioeconómicos y culturales que la componen, la localización geográfica, el clima y las diversas actividades económicas existentes, por tal motivo resulta fundamental para el análisis conocer la composición específica de los residuos de cada caso de estudio en particular.

Por tal razón, en este trabajo se adoptará para la modelización de las emisiones líquidas y gaseosas, la composición específica de los residuos dispuestos en relleno sanitario.

3.3.4. Caracterización del Relleno Sanitario analizado

Finalmente, es necesario incorporar al modelado de las emisiones las características técnicas del relleno. De acuerdo a Gentil et al., (2010) se deben considerar los siguientes parámetros al momento del modelado:

- Tasa de gas recuperado (% utilizado para la generación de energía - % quemado y venteado).
- % CH₄ que se oxida en la superficie del relleno.
- Tasa de recuperación de lixiviados.

3.4. Descripción del Modelo para el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos sólidos urbanos depositados en Relleno Sanitario

La construcción del Inventario de Ciclo de Vida es la Piedra Angular del Análisis. El punto de partida para poder inventariar las emisiones de un relleno sanitario es conocer la composición específica de los residuos que son depositados, dado que las emisiones resultantes dependen de manera directa de esa composición.

El modelo desarrollado por Gabor Doka (2009) representa en la actualidad la herramienta más detallada para la confección de inventarios de múltiples entradas y múltiples salidas, ya que permite realizar el modelado de las emisiones líquidas y gaseosas del relleno tomando como base la *composición elemental* de los materiales depositados y sus diferentes tasas de descomposición (Oberstein et al, 2007).

El modelo permite estimar las emisiones líquidas y gaseosas de cada una de las fracciones (ej. desechos alimenticios, plástico, papeles y cartones, etc.) presentes en el total de los residuos sólidos urbanos depositados. *Esta es una diferencia fundamental con respecto a otros modelos existentes que, por lo general, realizan el modelado de las emisiones de una composición promedio de residuos.*

Los residuos una vez depositados en el relleno sanitario comienzan su proceso de degradación, pero la tasa de degradación de cada fracción es diferente, es decir, no todos los residuos se degradan

en la misma escala temporal. Por esa razón, la tasa de emisiones liberadas dependerá directamente del proceso de degradación y del tipo de residuo (por ej. la tasa emisión del plástico será diferente a la del papel, y así para el resto de las fracciones). La tasa de degradabilidad hace referencia al proceso de descomposición y mineralización de los materiales en una matriz de residuos. La degradabilidad comprendida en un periodo de 100 años implica que sólo una fracción de los residuos que se encuentran en proceso de descomposición será efectivamente liberada en forma de gas o lixiviado (Doka, 2009). Por tal motivo es necesario determinar los coeficientes de transferencia para cada elemento químico comprendido en cada fracción de los residuos. Los coeficientes de transferencia determinan qué porcentaje de un determinado elemento químico es liberado al medio ambiente.

Para llevar a cabo el modelado de las emisiones de la *composición específica* de los residuos es necesario conocer su composición elemental. El modelo desarrollado por Doka (2009) analiza la composición elemental de 41 elementos presentes en los residuos, basado en los estudios realizados por Belevi y Baccini (1989). Por su parte, las tasas de degradabilidad de cada fracción de residuos se basan en los estudios realizados por Micales y Skog (1997) y Zimmerman et al (1996), mientras que los valores de los coeficientes de transferencia de cada elemento químico presente en cada fracción de residuos se basan en los estudios realizados por Belevi y Baccini (1989).

Por lo tanto, las emisiones líquidas y gaseosas se derivan a partir de la composición química de cada fracción específica de residuo, de las tasas de degradabilidad de cada fracción de residuo y de la aplicación de coeficientes de transferencia para cada uno de los elementos químicos presentes en cada fracción de residuo.

Para una fracción dada, las emisiones totales del elemento químico (e) liberada en forma de gas y lixiviado en un horizonte temporal de 100 años se calcula de la siguiente manera (Doka, 2009):

$$E_{\text{residuo}} = \sum_{i=1}^n (E_{\text{rfi}} * P_{\text{rfi}}) \quad \text{Ec. (3.2)}$$

Donde:

E_{residuo} = contenido del elemento (E) de la composición específica de residuos en el relleno (kg).

E_{rfi} = contenido del elemento (E) de la fracción específica de residuo (i) en el relleno sanitario.

P_{rfi} = porcentaje de la fracción de residuo (i) en la composición de residuos depositada en el relleno sanitario.

n = cantidad de fracciones de residuos en la composición de los residuos depositados en el relleno sanitario.

Por otra parte, el porcentaje del elemento (e) que es emitido en forma de gas y de lixiviado se calcula de la siguiente manera (Doka, 2009):

$$E_{\text{gas},e} = D * r_e * \text{gas}\%_e \quad \text{Ec. (3.3)}$$

$$E_{\text{lixiviado},e} = D * r_e * (1 - \text{gas}\%_e) \quad \text{Ec. (3.4)}$$

Donde:

$E_{\text{gas},e}$ = % del elemento E emitido en forma de gas.

$E_{\text{lixiviado},e}$ = % del elemento E emitido en forma de lixiviado.

D = degradabilidad, se refiere al proceso de descomposición y mineralización de los materiales en una matriz de residuos. La degradabilidad comprendida en un periodo de 100 años significa que sólo una fracción de los residuos que se encuentran en proceso de descomposición será efectivamente liberada en forma de gas o lixiviado (Doka, 2009).

r_e = factor de emisión, hace referencia a que solo una fracción del elemento (e) presente en cada fracción de residuos será liberada en forma de emisión debido a la re-precipitación que tiene lugar dentro del relleno sanitario (Doka, 2009).

$\text{gas}\%_e$ = porcentaje del elemento (e) que es emitido en forma de gas.

Para una fracción de residuos dada, las emisiones totales de carbono a través de la generación de los gases del relleno en un horizonte temporal de 100 años se calculan de la siguiente manera (Doka, 2009):

$$C_{\text{residuo}} = \sum_{i=1}^n (C_{\text{rfi}} * P_{\text{rfi}}) \quad \text{Ec. (3.5)}$$

Donde:

C_{residuo} = contenido de carbono de la composición específica de residuos en el relleno (kg).

C_{rfi} = contenido de carbono de la fracción específica de residuo (i) en el relleno sanitario.

P_{rfi} = porcentaje de la fracción de residuo (i) en la composición de residuos depositada en el relleno sanitario.

n = cantidad de fracciones de residuos en la composición de los residuos depositados en el relleno sanitario.

En el corto plazo (100 años), solo una parte del carbono total contenido en los residuos depositados en el relleno sanitario (COD, carbono orgánico degradable) es liberado en forma de gas y lixiviado; por tal razón, se debe incluir en el modelo un coeficiente de transferencia específico para cada elemento (Doka, 2009):

$$CT_{\text{gas,C}} = D * r_C * \text{gas}\%_C \quad \text{Ec. (3.6)}$$

$$C_{\text{gas emitido}} = CT_{\text{gas,C}} * C_{\text{residuo}} \quad \text{Ec. (3.7)}$$

$$CT_{\text{lixiviado,C}} = D * r_C * (1 - \text{gas}\%_C) \quad \text{Ec. (3.8)}$$

$$C_{\text{lixiviado emitido}} = CT_{\text{lixiviado,C}} * C_{\text{residuo}} \quad \text{Ec. (3.9)}$$

Donde:

D = degradabilidad, se refiere al proceso de descomposición y mineralización de los materiales en una matriz de residuos. La degradabilidad comprendida en un periodo de 100 años significa que sólo una fracción de los residuos que se encuentran en proceso de descomposición será efectivamente liberada en forma de gas o lixiviado (Doka, 2009).

r_c = factor de emisión, hace referencia a que solo una fracción del elemento (e) presente en cada fracción de residuos será liberada en forma de emisión debido a la re-precipitación que tiene lugar dentro del relleno sanitario (Doka, 2009).

$gas\%_c$ = porcentaje de carbono que es emitido en forma de gas.

$(1-gas\%_c)$ = porcentaje de carbono que es emitido en forma de lixiviado.

$C_{residuo}$ = contenido total de carbono en la composición específica de los residuos depositados en el relleno (de Ec. 4.2).

Con el objetivo de convertir las emisiones de carbono en las emisiones de sus componentes (eg. CO_2 y CH_4) se necesita de un *Factor de Especiación*, el que se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación (Doka, 2009):

$$FE = \frac{Conc(i)}{\sum_{i=1}^n (Conc(i) * PMI)} \quad \text{Ec. (3.10)}$$

Donde:

FE = Factor de Especiación expresado como g componente (i)/g element (e i)

$Conc(i)$ = Concentración del componente (i) en el gas expresado en g del componente (e.g. CO_2 , CH_4 , etc)

PMi = ratio del Peso Molecular para el componente (i)

= 12/16 para CH_4

= 12/44 para CO_2

n = cantidad de componentes en el gas el gas

Una parte del gas emitido es liberado directamente a la atmósfera mientras que otra parte es capturado de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$RCO_2 (RCH_4) = FE * C_{gas} * CE \quad \text{Ec. (3.11)}$$

Donde:

RCO_2 o RCH_4 = dióxido de carbono o metano recuperado

FE = Factor de Especiación

C_{gas} = cantidad de carbono emitido en forma de gas

CE = eficiencia de captación de gases

El modelo aplica la siguiente ecuación con el fin de distinguir las contribuciones de origen biogénico y fósil, (Doka, 2009):

$$\%C_{f\acute{o}sil} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (C_{residuo (i)} * \%b_{io})}{C_{residuo}} \quad \text{Ec. (3.12)}$$

Donde:

$\%C_{f\acute{o}sil}$ = porcentaje de carbono no biogénico en los residuos dispuestos en el relleno sanitario.

$C_{residuo (i)}$ = contenido de carbono en la fracción de residuo (i).

$\%b_{io}$ = porcentaje de carbono biogénico en la fracción de residuo (i).

$C_{residuo (i)}$ = contenido total de carbono en los residuos dispuestos en el relleno sanitario de acuerdo a la Ec (3.4).

n = número de fracciones presentes en el total de residuos dispuestos en el relleno sanitario.

3.5. Escenarios aplicados a las Problemáticas Ambientales

De acuerdo con Licha (2000) “el método de escenarios parte del supuesto que un fenómeno determinado que se comporta en el tiempo de una particular manera puede comportarse en el futuro de múltiples formas, con lo cual el futuro se concibe como múltiple y alternativo más que como único e inexorable”. Según su visión, los escenarios “se definen como la descripción de una situación futura y la secuencia de eventos que permiten avanzar hacia ella” (Licha, 2000), es decir, que permiten evaluar un futuro que se concibe como múltiple y alternativo más que como una derivación inexorable de la situación presente, en donde la incertidumbre puede ser considerada en la construcción de la trayectoria que lleva hacia ellos.

Las primeras aplicaciones de escenarios a la problemática ambiental estuvieron vinculadas a la utilización de modelos matemáticos. Se implementaron para predecir el deterioro ambiental a nivel planetario en función de las políticas de desarrollo asociadas al modelo capitalista. El trabajo más difundido a nivel mundial fue el informe Meadows y Meadows (Meadows et al. 1972).

Entre las aplicaciones más difundidas se encuentra la aplicación al pronóstico de las emisiones de gases de efecto invernadero y su impacto en el Cambio Climático por parte del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) (véase IPCC, 2013, CEPAL, 2014). Como se destaca en la literatura, los escenarios son utilizados por la comunidad científica abocada al estudio del Cambio Climático a fines de mejorar la comprensión de las complejas interacciones entre el clima, los ecosistemas y las actividades humanas. Tales escenarios ayudan a evaluar la incertidumbre de las contribuciones humanas al cambio climático, la respuesta del sistema terrestre a las actividades humanas y las implicaciones de las distintas estrategias de mitigación de los impactos provocados y de adaptación a las nuevas condiciones ambientales [Moss et al. 2010]. Por estas razones es un instrumento que adquiere cada vez mayor preponderancia en los estudios de sistemas complejos y que ha sido ampliamente utilizado en los estudios de ACV (Bakas et al. 2018).

En particular, su aplicación en el modelado de los impactos ambientales de los residuos que son dispuestos en rellenos sanitario permite visualizar cómo la implementación de mejores prácticas de gestión de RSU contribuyen a reducir los impactos ambientales con respecto al escenario base. Permitiendo, de esta manera, trabajar en la planificación e implementación de acciones tendientes a alcanzar los escenarios futuros que presentan los menores impactos en términos ambientales.

3.6. Síntesis

Se adoptará en consecuencia, la visión propuesta por Licha (2000) para el modelado de escenarios con el objetivo de visualizar cómo la implementación de mejores prácticas de gestión de RSU reducen los impactos ambientales con respecto al escenario base.

En este capítulo se analizaron los aspectos metodológicos que deben ser considerados para realizar el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de un relleno sanitario en una perspectiva de ciclo de vida.

La metodología propuesta por Doka (2009) representa a la fecha la herramienta más detallada para el modelado de las emisiones líquidas y gaseosas de un relleno sanitario (Bakas, 2015).

La diferencia principal del modelo desarrollado por Doka (2009) con respecto a los otros modelos mencionados en el Cap. 1 (Sección 1.3) radica en la modelización de las emisiones de todos los gases del relleno sanitario (*no sólo metano*), así como de las emisiones de los lixiviados, a partir de la tasa de degradación de la composición elemental de cada una de las fracciones de residuos depositados en relleno sanitario, *integrando de esta forma la modelización tanto de las emisiones líquidas como gaseosas del relleno*.

En base a todo lo expuesto, se ha seleccionado el modelo desarrollado por Doka (2009) por considerarlo el más pertinente para el cumplimiento de los objetivos planteados en esta tesis.

Como se desprende tanto de la revisión realizada por Laurent et al. (2014a, 2014b), como de la investigación realizada en este trabajo, existe en la actualidad una carencia en la aplicación de este tipo de modelos en Latinoamérica.

Por último, se concluye que la adaptación del modelo de Doka (2009) a partir de la *incorporación del factor de oxidación de metano en la superficie del relleno y de la modelización de escenarios* representa una propuesta metodológica para el estudio de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos sólidos urbanos depositados en relleno sanitario superadora al resto de los modelos descritos en el Cap. 1 (Sección 1.3).

CAPITULO 4: APLICACIÓN DEL MODELO

4.1. Introducción

Este capítulo tiene como objetivo aplicar, en un ámbito geográfico concreto, la adaptación del modelo de Doka (2009) descrito en la Sección 3.3 del Cap. 3. La adaptación del modelo consiste en *la incorporación del factor de oxidación de metano en la superficie del relleno y en la modelización de escenarios.*

Para ello, se seleccionó como objeto de estudio el Complejo Ambiental (CA) Norte III de la CEAMSE¹³. El Complejo se asienta sobre tres partidos de la provincia de Buenos Aires: San Martín, San Miguel y Tigre (Figura 4.1.) y adopta la técnica de relleno sanitario para el tratamiento de los RSU de la Región del Gran Buenos Aires (RGA), (INDEC, 2005) una de las zonas urbanas más grandes de Latinoamérica donde se concentra casi el 40 % del total de RSU que se generan a nivel nacional. La conjunción de tales características hace del Complejo Ambiental Norte III un caso paradigmático tanto a nivel nacional como mundial, propicio para ejemplificar la aplicación del modelo.

Asimismo, se realiza un análisis de sensibilidad por medio del modelado de diversos escenarios con el fin de brindar evidencia, por un lado, del impacto ambiental del enterramiento de RSU en rellenos sanitarios; por el otro, de la factibilidad de optimizar los actuales sistemas de gestión de RSU por medio de la implementación de programas municipales orientados a maximizar la recuperación de materiales reciclables y compostables.

De esta forma se proporciona información para la toma de decisiones basada en datos científicos.

¹³ CEAMSE – Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado- es una empresa del Estado de carácter interjurisdiccional, compartido por el Gobierno de la Provincia de Buenos Aires y el Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires encargada de la disposición final de los residuos sólidos. Creada en 1978, su área de influencia son los municipios del Área Metropolitana de Buenos Aires.

4.2. Método

Para la aplicación del modelo se desarrolló el procedimiento metodológico representado en la Figura 4.1.

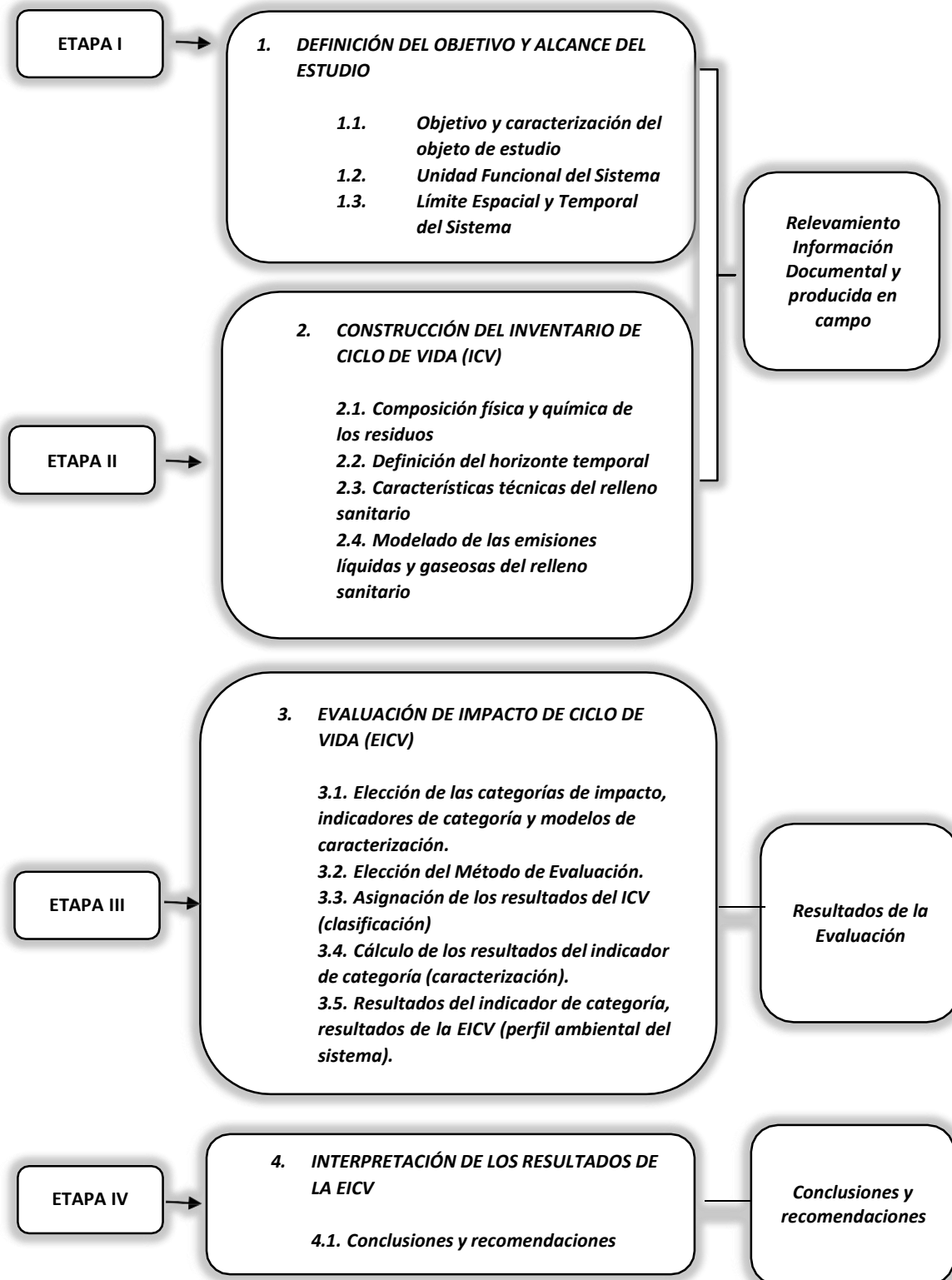


Figura 4.1. Esquema de aplicación del modelo de las emisiones líquidas y gaseosas de un relleno sanitario. Elaboración propia.

4.3. Resultados

4.3.1. Definición del Objetivo y Alcance del Estudio

Objetivo

El objetivo del análisis es evaluar el impacto ambiental de la disposición final de los residuos sólidos urbanos de los municipios que conforman la Región del Gran Buenos Aires (RGBA) dispuestos en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE en el período comprendido entre 1996 -2017, y proponer escenarios alternativos tendientes a la minimización de los impactos ambientales basados en el Análisis de Ciclo de Vida.

A continuación, se detallan los escenarios propuestos:

(1) **Escenario 1:** se analizan los impactos ambientales de la disposición final de los RSU de la RGBA en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE en el período comprendido entre 1996 – 2017. Se asume que la totalidad de los residuos son depositados en el relleno sanitario sin tratamiento de gases ni lixiviados. Este escenario se toma como punto de partida para analizar, por un lado, los potenciales riesgos asociados a un relleno sanitario sin recuperación de gases y lixiviados; y por el otro, para compararlo con la situación actual de CEAMSE y poner en valor la importancia de un relleno bien gestionado.

(2) **Escenario 2:** situación actual, los RSU de la RGBA se depositan en Norte III con recuperación del 70% de los gases y del 80% de los lixiviados. Luego de obtener el perfil ambiental del sistema se realiza un análisis de la contribución de cada fracción individual de residuos al impacto ambiental total. Estos resultados permiten elaborar el escenario de mejora (3).

(3) **Escenario 3:** se asume que se logra una reducción del 30% en la tasa de disposición de los desechos alimenticios y residuos de poda, mientras que el 70% restante se deposita en el relleno. Por otro lado, el 80% de las corrientes de materiales secos (vidrio, metales, plásticos, papeles y cartones) son recuperados en la planta de TMB existiendo un rechazo del 20% que se deposita en relleno. Mejorando de esta forma la emisión de gases y lixiviados. Los objetivos de reducción planteados se encuentran alineados con la (Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático, 2015) y con las metas establecidas tanto por la legislación provincial (Ley 13.592¹⁴), como por la legislación de la Ciudad de

¹⁴ Ley 13.592 de Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos en el territorio de la Provincia de Buenos Aires. Aprobada en 2006. Reglamentada por el Poder Ejecutivo según decreto 1215/2010. Publicada en el Boletín Oficial, BO. 13/08/2010. En su Artículo 2: Residuos Sólidos Urbanos: Son aquellos elementos, objetos o sustancias generados y desechados producto de actividades realizadas en los núcleos urbanos y rurales, comprendiendo aquellos cuyo origen sea doméstico, comercial, institucional, asistencial e industrial no especial asimilable a los residuos domiciliarios. Quedan excluidos del régimen de la presente Ley aquellos residuos que se encuentran regulados por las Leyes N°: 11.347 (residuos patogénicos, excepto los residuos tipo "A"), 11.720 (residuos especiales), y los residuos radioactivos.

Buenos Aires (Ley 1.854¹⁵), ambas aún en proceso de implementación.

El Escenarios (3) fue seleccionado para ser comparado con los escenarios (1) y (2) debido a las siguientes razones: en primer lugar, porque las metas establecidas son posibles de ser implementadas y sostenidas en el tiempo por parte de los Municipios de la RGBA; en segundo lugar, porque a pesar de ser la reducción y reutilización de materiales las primeras etapas a implementar según la Jerarquía de Residuos, suelen recibir en general poco presupuesto y atención debido a que la mayor parte del presupuesto de los Municipios se destina a la recolección, transporte y disposición final de los mismos. Es decir que la estrategia implementada suele ser por lo general reactiva con atención mínima en la prevención. Por tal motivo, la información derivada de este análisis puede contribuir a que se concentre la atención en dichas etapas de la gestión. Por último, la mayoría de los estudios de ACV aplicados a la gestión de los residuos ponen el foco en el análisis y comparación de las opciones tecnológicas de tratamiento (ej. relleno sanitario vs incineración con recuperación de energía) por lo que resulta necesario concentrar el análisis en opciones de prevención menos analizadas.

Caracterización del Objeto de Estudio

Área de Estudio

La RGBA es una de las áreas urbanas más grandes de América Latina, posee una población mayor a los 12,8 millones de habitantes, los que representan casi el 32% de la población total del país (INDEC, 2010) y concentra casi el 40% de los residuos totales generados en el territorio nacional¹⁶. La región del GBA se encuentra formada por la Ciudad Autónoma de Buenos Aires más 24 partidos del Gran Buenos Aires en un área que abarca 3833 km² y con una densidad poblacional de 3400 hab/km² (Figura 4.2). En la actualidad, a excepción del partido de la Matanza¹⁷, la totalidad de los RSU de la RGBA se depositan en el Complejo Ambiental Norte III de la CEAMSE calificado según el documento publicado por UNEP (2015) como uno de los rellenos sanitarios más grandes del mundo.

¹⁵ Sancionada el 24/11/2005. Publicada en Boletín Oficial el 12/01/2006.

¹⁶ Ver página web del CEAMSE: www.ceamse.gov.ar.

¹⁷ El partido de la Matanza realiza la disposición final de sus residuos sólidos urbanos en el Complejo Ambiental de González Catán, ubicado en González Catán en el partido de la Matanza y operado por CEAMSE.

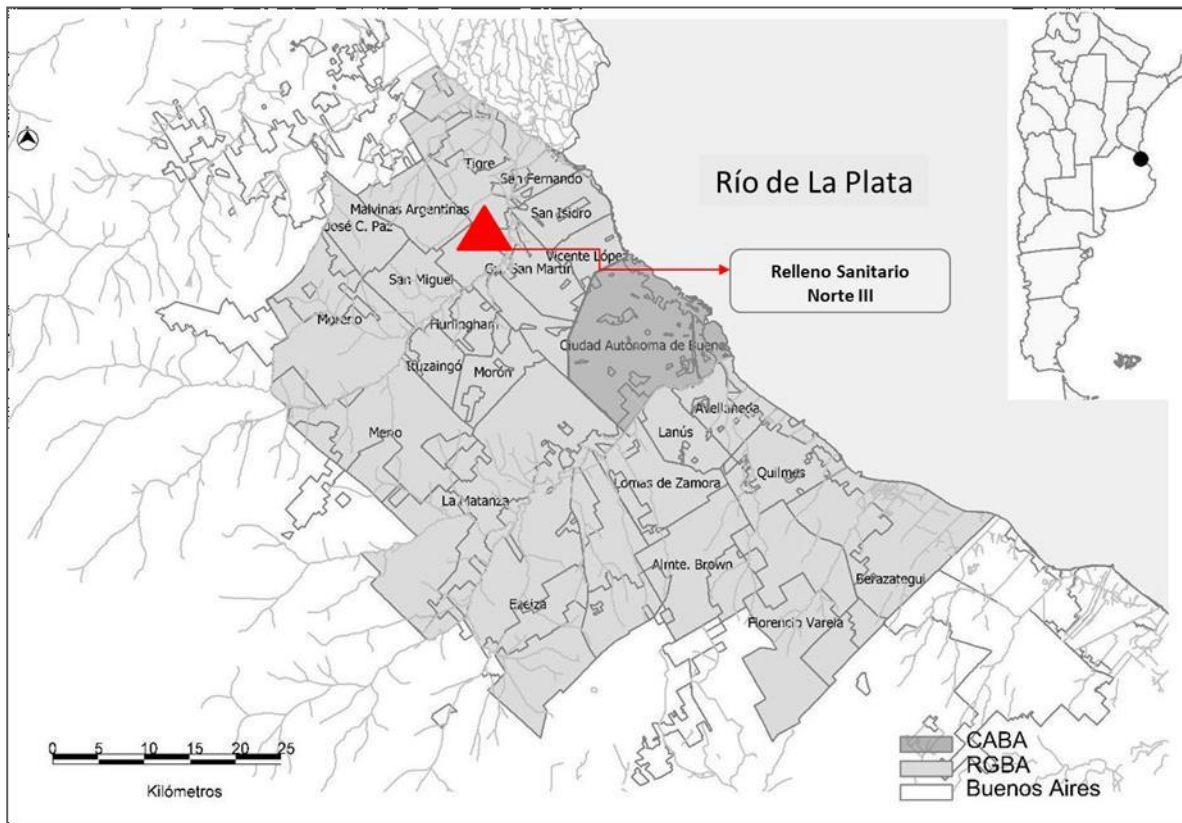


Figura 4.2. La Región del Gran Buenos Aires (RGBA). Caprile y Ripa, 2014.

El subsistema natural del territorio¹⁸

Los suelos de la Región son el recurso más importante. Se encuentran conformados por granos minerales y fragmentos de pequeñas rocas y de materia orgánica. Los horizontes del suelo de la Región se estructuran de la siguiente manera:

- Un horizonte superficial denominado “A” u horizonte mólico, de colores oscuros a negros, con muchos restos vegetales (humus o tierra negra) y de 30 a 40 cm de espesor. Su formación demanda cientos de años.
- Un horizonte “B”, denominado argílico, arcilloso, de color marrón, con 50 cm de espesor, que se forma en el tiempo por migración del horizonte superior. Su formación demanda miles de años.
- Un horizonte “C” con una transición BC, de color pardo-amarillento-rojizo, similar al material originario (loess).

¹⁸ Este apartado se elaboró en base los estudios realizados por Diego Garay y Leonardo Fernández (2013), Biodiversidad Urbana. Apuntes para un sistema de áreas verdes en la región metropolitana de Buenos Aires. Ediciones UNGS, 2013.

Ese conjunto define los suelos denominados Molisoles que conforman junto a China, Europa, Estados Unidos, Canadá y Australia, una de las planicies más ricas del planeta.

Agua Superficial

La Región cuenta con cuatro cuencas principales: Matanza-Riachuelo, Río Reconquista, Río Luján y Arroyos del Sur, a partir de los cuales se estructura la mayor parte del drenaje regional de la Pampa Ondulada.

Río Reconquista

La superficie de su cuenca es de 1.574 km², su curso principal recorre 81 km, nace en el partido de Moreno en la Represa Ing. Roggero y desemboca en el río Luján.

Aguas Subterráneas

Dentro del ciclo hidrológico, una parte del agua de lluvia penetra en la tierra hasta encontrarse con las rocas impermeables para luego dirigirse al mar. En esta infiltración, la tierra purifica el agua del lodo y bacterias y le incorpora calcio y compuestos de hierro. Estos estratos subterráneos se denominan acuíferos.

En la RGBA, el acuífero más superficial es el denominado pospampeano que tiene contacto directo con las fases atmosférica y superficial del ciclo hidrológico. Subyacente al postpampeano se encuentra el Pampeano que sobreyace a las arenas del acuífero Puelche y cumple una importancia vital en dos aspectos: abastecer de agua potable actividades del tipo (agrícola, residencial e industrial), y ser la vía de recarga y descarga del mismo Puelche.

El clima de la región se define como Templado Húmedo, donde la temperatura media anual es 15,9°C, adoptando valores medios: en invierno de 9°C, en verano de 22,8°C; en otoño de 16,2°C, y en primavera de 15,5°C. Las aguas del Río de la Plata actúan como moderador de las temperaturas mínimas, aportando mayor humedad y vientos más intensos. Por su parte, la humedad relativa en invierno es del 78% y en verano del 67%, siendo el promedio anual del 73%.

Respecto a las precipitaciones, la media anual es de 1092,6 mm. El período más lluvioso se registra entre octubre y marzo.

Complejo Ambiental Norte III – CEAMSE

El Complejo Ambiental Norte III se asienta sobre tres partidos de la provincia de Buenos Aires: San Martín, San Miguel y Tigre (Figura 4.2).

Entre 1996 y 2012, la totalidad de los RSU de la Región dispuestos en rellenos sanitarios se incrementó en un 40%; pasando de 3.8 millones de toneladas en 1996 a 5,3 millones de toneladas en 2012. A partir de 2013 se evidencia una reducción de las toneladas enterradas, que pasan de 4,6 millones de toneladas en 2013 a 4,5 millones de toneladas en 2014. Esta disminución se debe a principalmente a la puesta en funcionamiento de la planta de tratamiento mecánico biológico (TMB) que concentra todos los residuos de la Ciudad de Buenos Aires - los que representan casi la mitad del total de residuos generados por la Región -, sin embargo, a partir de 2015, las estadísticas de la CEAMSE muestran que la cantidad de residuos enterrados ha ido incrementándose (Figura 4.3).

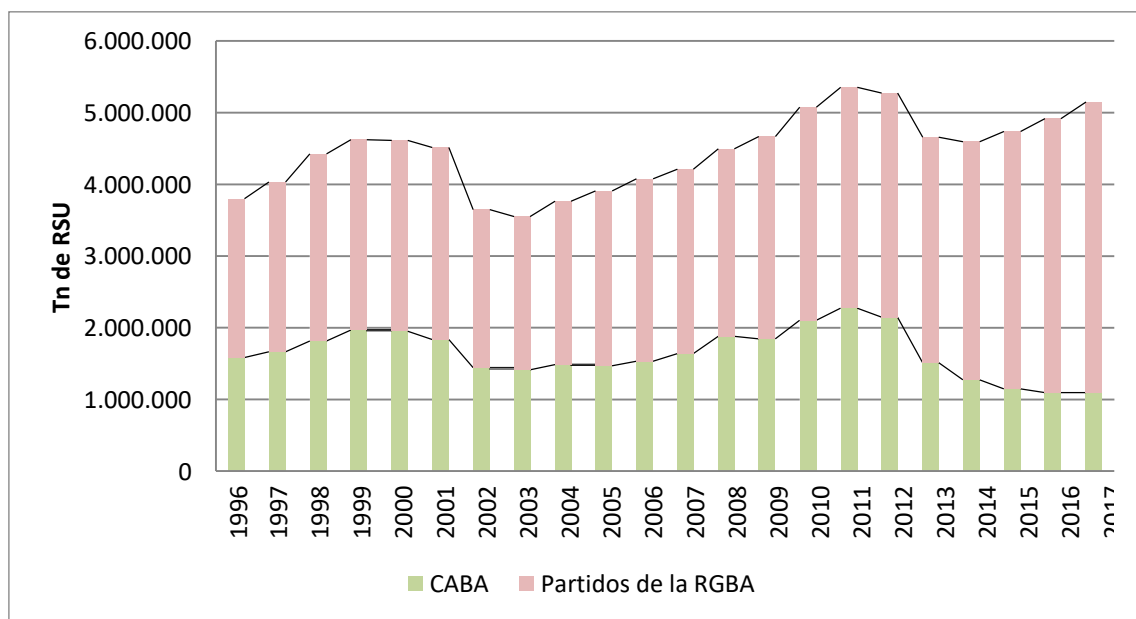


Figura 4.3. Toneladas de residuos sólidos urbanos dispuestos anualmente en CEAMSE por la Ciudad de Buenos Aires y los partidos que componen la Región del GBA entre 1996 y 2017. Elaboración propia en base a las estadísticas de CEAMSE.

En diciembre de 2006, el Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, promulgó la “Ley 13.592” de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos, que abarca a todos los Municipios de la Provincia. **Esta ley plantea como objetivo principal alcanzar una reducción del 30% del total de los residuos que tienen como destino la disposición final, en un plazo de 5 años.** En ese período los Municipios deben incorporar la separación en origen de como mínimo dos fracciones de residuos, la valorización, la reutilización y el reciclaje en su propia gestión de residuos, así como diseñar e instrumentar campañas de concientización e incorporar a los trabajadores de los circuitos informales de recolección y clasificación de residuos. Asimismo, en 2005 el Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires sancionó la “Ley 1.854” denominada “Basura Cero” que contemplaba la reducción progresiva de los residuos generados a través de reciclado, la recuperación, la minimización y la prohibición de la combustión de residuos.

La norma establecía una reducción de la disposición final de materiales reciclables de un 30% para el 2010, 50% para el 2012, 75% para el 2017 y la prohibición total de enterramiento de materiales reciclables para 2020.

Sin embargo, y tal como lo demuestran las estadísticas de la CEAMSE, esos objetivos no fueron alcanzados. Para el año 2017, el total de RSU generados en la RGBA fue de 5,05 millones de toneladas de RSU, de las cuales 1,1 millones, casi el 30% de la generación total correspondió a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y los 4 millones restantes a los 24 municipios del conurbano (Figura 4.4). Durante 2017, a excepción de La Matanza, la totalidad de los RSU generados por la RGBA se dispusieron en el relleno sanitario Norte III de la CEAMSE, es decir que el pasivo ambiental de la CABA fue transferido por completo fuera de su territorio.

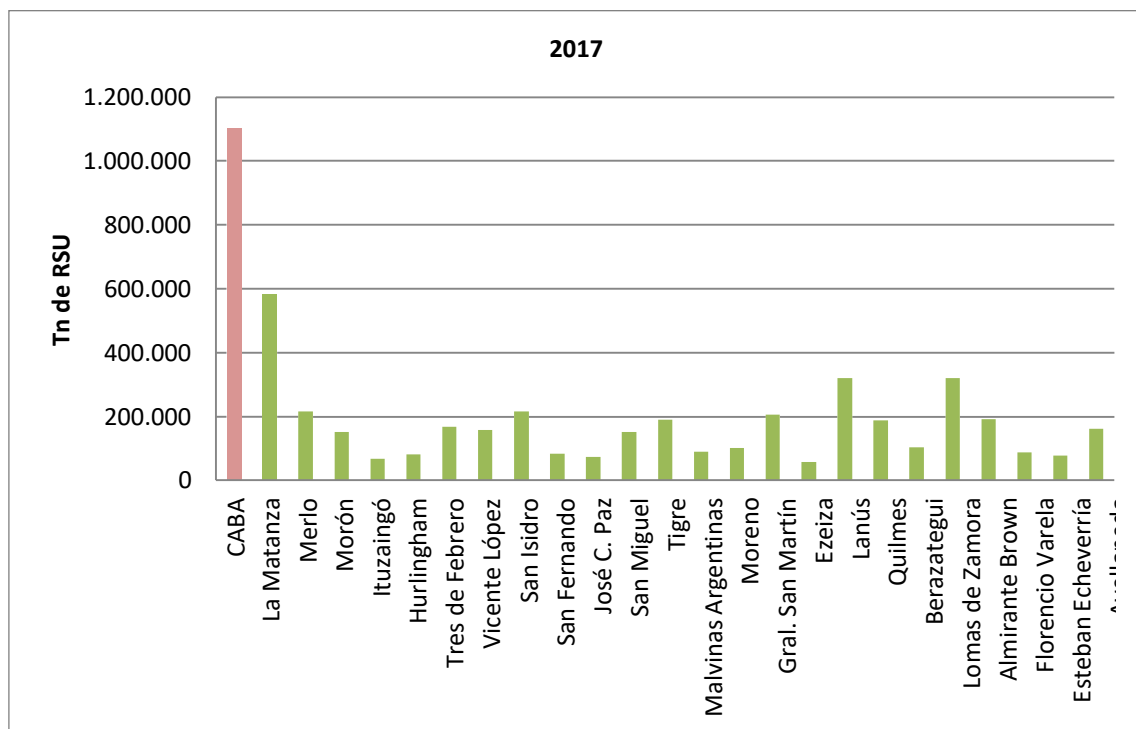


Figura 4.4. Toneladas de residuos sólidos urbanos dispuestos en CEAMSE en 2017 por la Ciudad de Buenos Aires y los partidos que componen la Región del GBA. Elaboración propia en base a las estadísticas de CEAMSE.

La CEAMSE ha implementado una serie de iniciativas innovadoras sumamente valiosas, tendientes a la recuperación de materiales y energía. Sin embargo, el impacto de esas iniciativas en la RGBA en su conjunto es aún muy bajo. Por ejemplo, de acuerdo con Gustavo Coria¹⁹, en la planta de

¹⁹ <http://www.ceamse.gov.ar/reciclaje/compostaje/>

Tratamiento Mecánico Biológico (MBT) ubicada en el CA Norte III de CEAMSE se procesan 1.100 toneladas de las 4.500 provenientes de la Ciudad y logran recuperar unas 600 Tn que no terminan bajo tierra, es decir que el porcentaje de recuperación es del 13%; mientras que el porcentaje de recuperación de los RSU que ingresan a las plantas del Resiparque de CEAMSE representa el 8% del total de RSU ingresados. Por otro lado, el CA cuenta con sistemas de captura del biogás de los rellenos para la generación de energía, una iniciativa muy importante para la desgasificación y reducción de gases de efecto invernadero (GEIs) de los rellenos sanitarios que se encuentran en etapa de cierre o en funcionamiento. Además, se procesan entre 1000 y 1200 Tn mensuales de residuos de poda, las que representan una recuperación cercana al 3% de los residuos de poda totales que se reciben mensualmente.

El objetivo de CEAMSE es reducir lo que se entierra a través de la implementación de un Plan de Mejora Regional (Fundación Metropolitana, 2016) que posibilitaría de cara a 2030 procesar el 100% de los RSU recibidos. Sin embargo, para ser efectivo, este Plan debe ser acompañado por lo dispuesto por las leyes 13.592 y 1.854, por la implementación de programas de gestión integral de los residuos sólidos urbanos (PGIRSU) a nivel municipal, donde el foco este puesto en primer lugar en la reducción, recuperación y reutilización de materiales; es decir, en trabajar fuertemente en la educación ambiental de la sociedad acerca de las implicancias ambientales y sociales de las prácticas del “comprar, tirar, comprar”.

Emisiones de GEIs del Sector Residuos

En Argentina las emisiones de GEI del sector residuos representaron en el año 2012 el 6% del total de las emisiones a nivel nacional (Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático, 2015). A partir de este inventario, se esbozó una proyección al 2030 que incluye los siguientes objetivos a alcanzar en esa fecha: establecer estrategias de separación en origen de residuos, compostaje, captura del biogás de los rellenos sanitarios, u opciones cruzadas según grupos de categorías de ciudades conformes la cantidad de habitantes.

Por su parte, el informe denominado La Economía del Cambio Climático en Argentina (CEPAL,

https://www.clarin.com/ciudades/basura-energia-generan-electricidad-abastecer-25-000-hogares_0_HJmpzfCl-.html

2014) es una primera aproximación a la valorización monetaria de los efectos previstos del cambio climático y de los diferentes aspectos de la vulnerabilidad a este fenómeno que presentan la sociedad, los sistemas productivos y el patrimonio natural de la región. Además, el documento expone las medidas de mitigación y adaptación que han sido identificadas para cada caso.

Asimismo, el documento menciona que uno de los factores que se encuentra relacionado directamente con las emisiones de GEIs está representado por los patrones de producción y consumo prevalentes, con su consecuente generación de residuos. Al respecto, señala que las principales fuentes de emisión de GEIs del sector de Residuos son: i) las emisiones de CH₄ provenientes principalmente de la disposición de los residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios; ii) las emisiones de CH₄ y N₂O de las aguas residuales domésticas; y iii) las emisiones de CH₄ de las aguas industriales.

El documento establece una serie de Escenarios Base (2005, es considerado el año de base del estudio) para analizar cuáles serían las implicancias del cambio climático para la salud de las personas y los ecosistemas y dimensionar la cantidad de emisiones de GEIs que se vienen generando y la magnitud de su incremento, de no implementarse políticas públicas tendientes a su mitigación.

La tabla 4.1. muestra las emisiones proyectadas para el sector residuos, de no implementarse políticas públicas para su mitigación.

Residuos	1990	2005	2010	2020	2030	2050	2070	2100
Residuos sólidos y vertederos	3680,22	12304,09	15530,11	19530,77	27312,91	44620,17	59181,36	82266,45
Aguas residuales domésticas	3847,60	4692,88	5976,95	6911,19	7747,73	9973,00	12437,00	17154,40
Aguas residuales industriales	1161,69	2198,45	2547,79	3228,60	3665,79	6142,50	8242,50	9502,50
Total	8689,51	19195,43	24054,85	29670,56	38726,43	60735,67	79860,86	108923,35

Tabla 4.1. Emisiones de GEI del sector de Residuos de Argentina, Escenario Base, expresado en Gg de CO₂e. Elaboración propia en base al informe de CEPAL, 2104.

Como se desprende de la tabla 4.1, el total de emisiones del sector residuos se sextuplica, pasando de 19.195,43 Gg de CO₂e en 2005 a 108.923,35 Gg de CO₂e en 2100. Este comportamiento se debe principalmente a la evolución de las emisiones producidas por la *disposición final de residuos sólidos en rellenos sanitarios*, que prácticamente se multiplica por siete en ese período, crece a más

del doble entre 2005 y 2030 y se triplica entre 2030 y 2100. Por lo tanto, la participación de esta categoría en las emisiones del sector, que representaba un 64% del total en el año 2005, aumenta al 71% en el año 2030 y al 76% hacia el término del período (Figura 4.5).

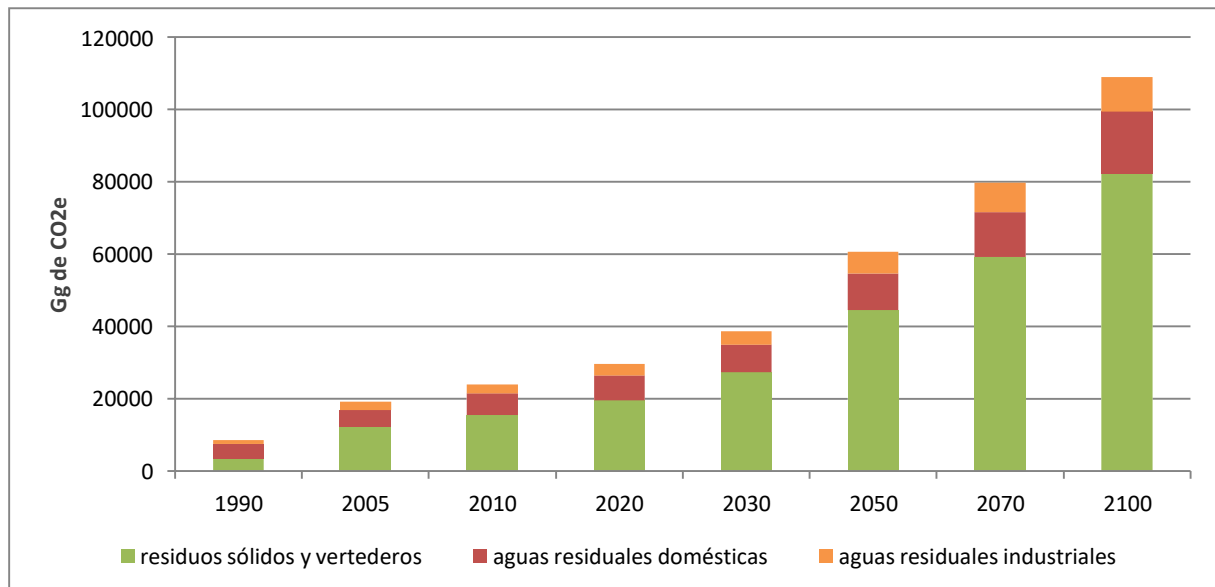


Figura 4.5. Evolución de las Emisiones de GEIs del Sector de Residuos en Argentina, Escenario Base 1990-2100, en (Gg de CO₂e). Adaptado de CEPAL, 2014.

Es importante mencionar que el cálculo de las emisiones de GEIs provenientes del Sector Residuos: *categoría residuos dispuestos en rellenos sanitarios* del informe de CEPAL (2014), se ha realizado sobre la base de las guías del IPCC (2006). Por tal motivo, tanto en el Informe del Sector Residuos (Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático, 2015) como en el informe realizado por CEPAL (2014), sólo están consideradas las emisiones de metano (CH₄). Es decir, que tanto las emisiones de óxido de nitrógeno (N₂O), compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano (COVDM), así como las emisiones de CO₂ (de origen fósil y biogénico) provenientes de la descomposición de los residuos dispuestos en relleno sanitario, *no están contabilizadas en los inventarios de tales informes*. Lo que significa que, si las mismas hubieran sido consideradas en el análisis, las emisiones totales de GEIs serían aún mayores a las señaladas por ambos documentos.

Por todo lo expuesto, en este trabajo se contabilizarán todos los GEI producto de la degradación anaeróbica de los residuos depositados en rellenos sanitario para tener una cuantificación de la totalidad de las emisiones del sector. Asimismo, se realizará un análisis de sensibilidad para evaluar el impacto en el PCG de la inclusión o exclusión de la totalidad de los GEI del sector, incluidas las emisiones de CO₂ biogénico, tomando en consideración diferentes horizontes temporales (20, 100, 500 años).

Límites del Sistema y Alcance del estudio

Límite espacial y temporal

Se cuantifican los impactos ambientales de los RSU de los municipios que integran la RGBA²⁰, depositados en el CA Norte III de CEAMSE en el período comprendido entre los años 1996 – 2017 (figuras 4.2, 4.5), es decir que se analizan sólo los impactos ambientales de la disposición final (las etapas de recolección y transporte no se incluyen en este análisis²¹). La totalidad de RSU depositados en el relleno sanitario Norte III durante el período analizado asciende a 88.924.032 Tn.

Límite por tipo de residuos

Se consideran los RSU de la RGBA de acuerdo a la legislación vigente (Ley 13.592).

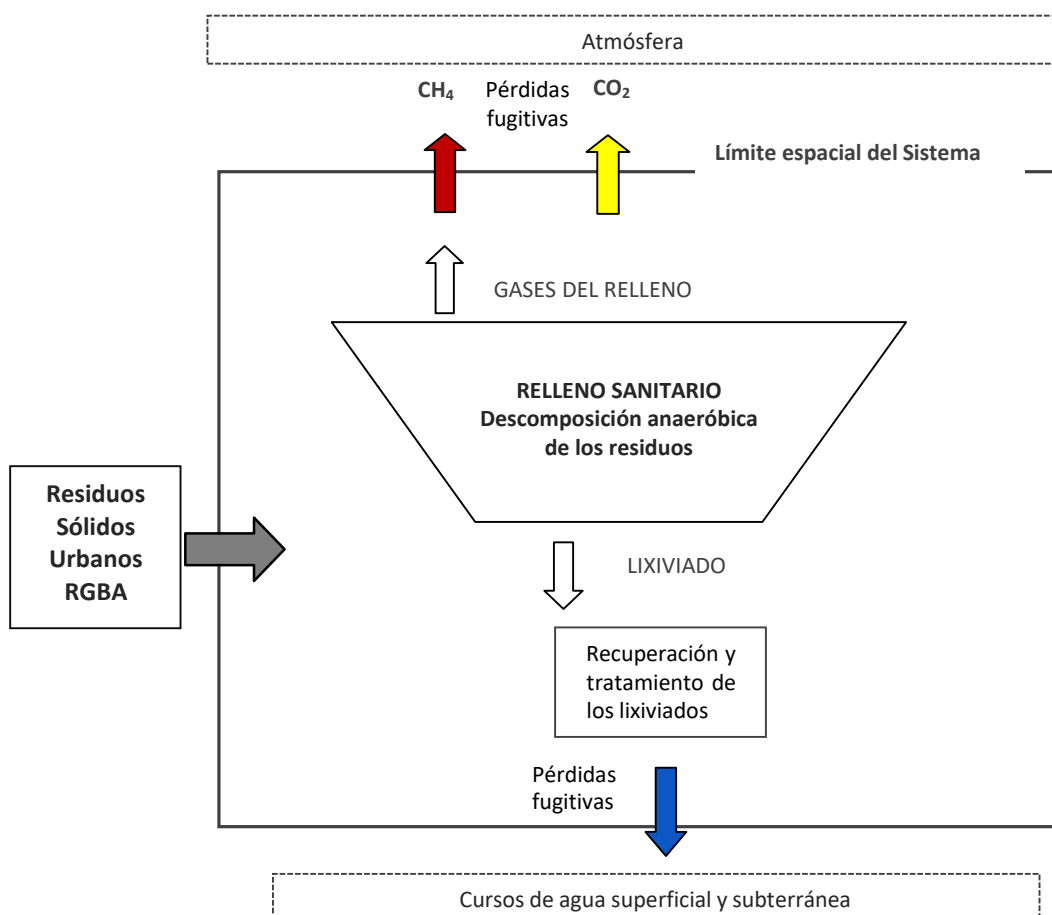


Figura 4.6. Diagrama de los flujos cuantitativos simulados del relleno sanitario Norte III de CEAMSE. Elaboración propia.

²⁰ A excepción del Municipio de La Matanza, que realiza la disposición final de sus RSU en el CA de González Catán.

²¹ Las emisiones al aire y al agua proveniente de la descomposición de los residuos en un relleno sanitario, pueden dividirse en emisiones directas y emisiones indirectas. Las emisiones indirectas ocurren en las etapas de extracción, manufactura y transporte de los materiales y combustibles. Por su parte, las emisiones directas pueden ser divididas en emisiones provenientes de las operaciones del relleno sanitario – ej. transporte y maquinarias utilizadas para los trabajos – y aquellas producto de la descomposición de los residuos en el relleno sanitario. Estas últimas suelen representar la carga ambiental más importante dentro de la EICV del relleno sanitario (Doka, 2009).

Unidad Funcional

Las emisiones líquidas y gaseosas procedentes de la degradación anaeróbica de los RSU de la RGBA fueron evaluadas en referencia a la unidad funcional (UF) de *1 kg de residuos sólidos urbanos húmedos* dispuestos en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE durante el período comprendido entre 1996 y 2017.

Fuentes de Datos

La calidad de los datos utilizada se considera adecuada y en línea con los objetivos y el alcance del estudio.

Los datos utilizados para la confección de los 10 Inventarios de Ciclo de Vida (ver Anexos 1 a 10) se obtuvieron a través de entrevistas a funcionarios municipales y de la revisión realizada de la literatura científica especializada.

En este estudio se utiliza la composición específica de los residuos sólidos urbanos de la RGBA que fueron dispuestos en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE entre 1996 -2017. Los datos de la composición de los residuos provienen del Estudio de Calidad de los residuos sólidos urbanos realizado por (IIS-FIUBA-CEAMSE, 2011).

Asimismo, los datos relacionados con la gestión del relleno sanitario provienen de las entrevistas e intercambios de emails con funcionarios de la CEAMSE.

4.3.2. Construcción del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

La confección del Inventario de Ciclo de Vida se basó en la adaptación del modelo descrito en la sección 3.3 del Cap. 3, posibilitando así, el cálculo de las emisiones al aire, al suelo y al agua de la descomposición anaeróbica de los residuos sólidos urbanos de la RGBA dispuestos en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE durante 1996 -2017.

La adaptación del modelo consiste en *la incorporación del factor de oxidación de metano en la superficie del relleno y en la modelización de escenarios.*

Definición del horizonte temporal

Tal como se planteó en la sección 3.3.1. del Cap. 3., la evaluación se realizó en un horizonte temporal de 100 años (como un futuro previsible) en lugar de un período de tiempo mayor debido a que la disponibilidad de los datos, así como la calidad de los mismos disminuye considerablemente a medida que se adoptan horizontes temporales mayores, y al mismo tiempo las condiciones

ambientales futuras del relleno sanitario se vuelven cada vez más difíciles de prever, dado que los niveles de incertidumbre se incrementan con la escala temporal.

Características técnicas del relleno sanitario

La tecnología del relleno sanitario Norte III de CEAMSE incluye membrana impermeable de polietileno de 2000 mc, recolección de los gases del relleno para generación de energía, y recolección y tratamiento de los lixiviados. De acuerdo a la información brindada por fuentes oficiales de la CEAMSE, la tasa actual de recuperación de gases es del 70%, el 30% restante se considera pérdidas fugitivas. Con respecto a los lixiviados, manifestaron que la tasa de recuperación es del 100%. Sin embargo, en el horizonte temporal analizado en este trabajo (100 años) tanto la membrana como las cañerías de recupero de lixiviados pueden sufrir roturas, por lo tanto, de acuerdo a la literatura científica se asume que un 20% del total de lixiviados generados no será recuperado y llegará a los cuerpos de agua subterránea. Es decir que la tasa de recuperación adoptada para inventariar las emisiones de lixiviados fue del 80%.

Modelado de las emisiones líquidas y gaseosas de los RSU depositados en relleno sanitario

El punto de partida para inventariar las emisiones de un relleno sanitario es conocer la composición específica de los residuos que son depositados, dado que las emisiones resultantes dependen de manera directa de dicha composición. Para ello se utilizó la composición física de los residuos de la RGBA y se adoptaron las tasas de degradabilidad que se describen en la (tabla 4.2).

Componente	(%) (masa)	D (%)	C biogénico (%)
Desechos alimenticios	37.65	85	100
Residuos de poda y jardín	12.75	85	100
Papeles y cartones	13.80		100
diarios y revistas	2.71	16	
papel de oficina	0.63	39	
papel mezclado	6.31	27	
cartón	3.49	32	
envases tetrabrick	0.65	32	
Plásticos	15.22	1	0
PET	1.99		
PEAD	2.02		
PVC	0.33		
PEBD	6.30		
PP	2.85		
PS	1.55		
Otros	0.18		
Vidrio	2.00	50	0

Metales ferrosos	1.29	50	0
Metales no ferrosos	0.38	50	0
Materiales textiles	5.22	27	80
Madera	1.30	27	100
Goma, cuero y corcho	1.26	27	0
Pañales y apósitos	4.72	27	50
Materiales de construcción y demolición	2.59	1	0
Residuos peligrosos	1.83	1	0

Tabla 4.2. Composición de los RSU de la RGBA (IIS-FIUBA % CEAMSE, 2011). Tasas de degradabilidad D (%) de los RSU y porcentajes de C biogénico (Doka, 2009), (Manfredi, 2010).

Además de la información contenida en la tabla 4.2, para llevar a cabo el modelado de las emisiones de la *composición específica* de los residuos es necesario conocer también la composición elemental de los residuos. Los datos de la composición elemental de los residuos se obtuvieron de la literatura científica (Belevi y Baccini, 1989) y se confeccionó el modelo en una planilla Excel, donde los cálculos fueron realizados tomando en consideración 41 elementos químicos presentes en los residuos (Belevi y Baccini, 1989). Los cálculos se expresaron en kg del elemento químico por kg de fracción específica de residuo.

Las emisiones líquidas y gaseosas fueron derivadas a partir de la composición química de cada fracción específica de residuo y de la aplicación de coeficientes de transferencia para cada uno de los elementos químicos presentes en cada fracción de residuo. Los coeficientes de transferencia (CT) determinan qué porcentaje de un determinado elemento químico es liberado al medio ambiente en forma de gas o de lixiviado

En primer lugar, las emisiones se calcularon a través de la determinación de un Coeficiente de Transferencia (CT) para un determinado elemento químico (i) tomando en consideración el medio de transferencia (gaseoso o acuático) y el horizonte temporal a analizar (100 años en este trabajo). Los valores de los factores de emisión y los porcentajes de gas y lixiviados emitidos fueron derivados de la literatura científica (Micales and Skog, 1997; Zimmermann et al., 1996).

Luego, se multiplicó el Coeficiente de Transferencia por el contenido del elemento químico (e) presente en la fracción de residuos analizada. De esa manera los diversos coeficientes de transferencia, así como la composición de los residuos garantizan que el resultado obtenido sea el de la *composición específica de los residuos* que se están analizando (Figura 4.7).

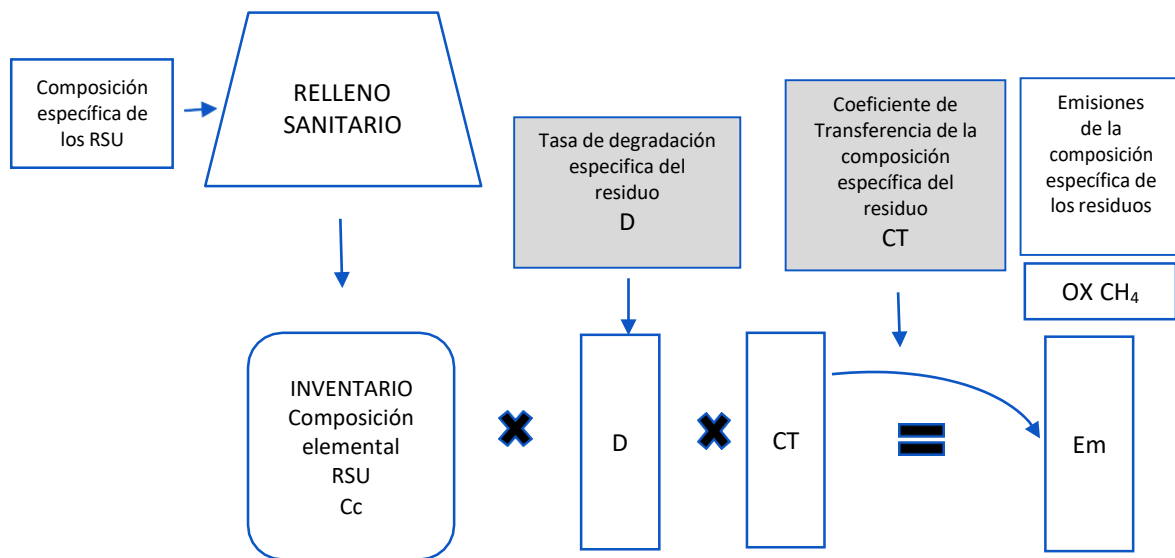


Figura 4.7. Cálculo de emisiones de relleno sanitario considerando la oxidación del metano en cubierta (10%). Adaptado de Doka (2009).

Donde:

Cc: concentración media del elemento observado en el relleno sanitario durante la fase activa del relleno.

D: tasa de degradación del residuo.

CT: fracción del elemento observado que puede efectivamente ser movilizada al final de la fase activa del relleno sanitario (kg/kg).

Em: cantidad total del elemento observado en el relleno sanitario al final de la fase activa, liberado en forma de gas o de lixiviado.

OX: factor de oxidación de metano en la superficie del relleno.

Modelado de las emisiones de Carbono

Las emisiones de carbono provenientes de la descomposición anaeróbica de los residuos sólidos urbanos de la RGBA dispuestos en el relleno sanitario Norte III se realizaron de acuerdo al modelo de Doka (2009) descrito en la Sección 3.3 del Cap. 3.

La adaptación a ese modelo consiste en la incorporación del factor de oxidación del metano en la superficie de cubierta del relleno (Figura 4.5), de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$UCO_2 = (1 - CE) * RCO_2 + [OX * (1 - CE) * RCH_4] \quad \text{Ec. (4.11)}$$

$$UCH_4 = (1 - CE) * RCH_4 - [OX * (1 - CE) * RCH_4] \quad \text{Ec. (4.12)}$$

Donde:

UCO_2 or UCH_4 = dióxido de carbono o metano que no fue recuperado

RCO_2 or RCH_4 = dióxido de carbono o metano recuperado

OX = fracción que se oxida en el suelo, típicamente 0,1 (fracción)

CE = eficiencia de captación de gases

Los datos relacionados con el factor de oxidación del metano en la superficie del relleno fueron tomados de la literatura debido que actualmente CEAMSE no cuenta con estas mediciones, aunque fuentes oficiales manifestaron que se encuentran trabajando para poder realizar dichas mediciones en los próximos meses. Por tal motivo, para los cálculos se adoptaron los valores que son utilizados internacionalmente, donde se asume que un 10% del metano CH_4 no es captado y se oxida cerca de la superficie del relleno y se convierte en CO_2 (US EPA, 2010), por lo tanto, las emisiones corresponden en realidad al 90% del metano generado CH_4 .

Con respecto al contenido de carbono presente en cada fracción de los residuos sólidos urbanos analizada (ej. desechos alimenticios, plásticos, etc), éste fue derivado de (Belevi y Baccini, 1989) y fue utilizado para realizar el cálculo del total de carbono presente en la composición específica de los residuos de la RGBA dispuestos en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE.

En el horizonte temporal analizado (100 años), solo una parte del carbono total contenido en los residuos depositados en el relleno sanitario (COD, carbono orgánico degradable) es liberado en forma de gas y lixiviado; por tal razón, se debe incluir en el modelo un coeficiente de transferencia (CT) específico para cada elemento. Los valores de los factores de emisión y los porcentajes de gas fueron derivados de la literatura científica (Micales and Skog, 1997; Zimmermann et al., 1996). Al respecto, se asume que el 97% del total de carbono contenido en una fracción (i) de residuo es emitido en forma de gas y el restante 3 % en forma de lixiviado (Doka, 2009).

Los datos relacionados con la composición del gas del relleno sanitario, así como los porcentajes de recuperación de gases fueron brindados por fuentes oficiales de CEAMSE. La composición de gas del relleno sanitario Norte III es la siguiente: 54% CH_4 y 46% CO_2 . Por su parte, la tasa de recolección del gas de relleno es del 70%, el 30% restante se considera como pérdidas fugitivas

que se emiten directamente a la atmósfera. Tal lo explicado, se asume una tasa de recuperación de lixiviados del 80%.

Los datos acerca del contenido de carbono biogénico presente en las diferentes fracciones de residuos fueron obtenidos de la literatura (Doka, 2009), (tabla 4.1) y posibilitaron la identificación de las contribuciones del carbono biogénico y fósil en el Potencial de Calentamiento Global (PCG).

Para obtener los resultados de los impactos ambientales que se plantean en los 3 escenarios descriptos se confeccionaron un total de 10 inventarios de ciclo de vida (ver Anexos 1 a 10).

En la (tabla 4.3) se observan los resultados de la aplicación del modelo descripto al Escenario (2) que representa la situación actual de gestión del relleno sanitario Norte III.

ESCENARIO ACTUAL (100 años)

Elemento	Gas		Elemento	Lixiviado kg/kg residuo
	kg/kg residuo			
biogénico CO ₂	9,44E-03		TOC	6,59E-04
biogénico CH ₄	9,13E-03		BOD	2,61E-04
fósil CO ₂	7,30E-03		COD	2,78E-03
fósil CH ₄	7,06E-03		Nitrógeno como NH ₄ -N	3,36E-04
Fosforo	0,00E+00		Nitrógeno como Norg	7,07E-04
Azufre como SO ₂	3,09E-05		Nitrógeno como NO ₂ -N	7,16E-06
Cloruro como HCl	2,32E-05		Nitrógeno como NO ₃ -N	1,03E-05
Flúor como HF	1,04E-05		Fosforo como PO ₄	5,51E-06
Boro	0,00E+00		Azufre como SO ₄ -S	5,88E-05
Bromo	2,95E-08		Cloro	1,07E-03
Yodo	2,50E-10		Fluoruro	1,28E-06
Plata	1,22E-15		Boro	6,42E-06
Arsénico	6,89E-10		Bromo	1,40E-06
Bario	1,99E-09		Yoduro	1,19E-08
Cadmio	8,11E-11		Plata	2,85E-12
Cobalto	5,30E-11		Arsénico	3,27E-08
Cromo	1,01E-11		Bario	5,31E-06
Cobre	4,08E-11		Cadmio	8,11E-09
Mercurio	3,18E-10		Cobalto	1,41E-07
Manganeso	1,71E-09		Cromo	2,69E-08
Molibdeno	2,13E-12		Cobre	9,53E-08
Níquel	4,14E-11		Mercurio	5,30E-10
Plomo	7,90E-12		Manganeso	4,57E-06
Antimonio	1,15E-11		Molibdeno	5,68E-09
Selenio	2,63E-12		Níquel	1,10E-07
Estaño	3,47E-12		Plomo	1,58E-08
Vanadio	4,41E-11		Antimonio	3,06E-08
Cinc	2,70E-10		Selenio	7,02E-09
Berilio	1,42E-13		Estaño	9,26E-09
Escandio	0,00E+00		Vanadio	1,18E-07
Estroncio	7,51E-12		Cinc	8,11E-07
Titanio	1,63E-11		Berilio	3,77E-10
Talio	1,30E-13		Escandio	0,00E+00
Wolframio	0,00E+00		Estroncio	2,00E-08
Silicio	7,97E-08		Titanio	4,35E-08
Hierro	5,72E-09		Talio	3,47E-10
Calcio	9,61E-08		Wolframio	0,00E+00
Aluminio	2,49E-08		Silicio	2,13E-04
Potasio	8,49E-08		Hierro	1,53E-05
Magnesio	6,15E-08		Calcio	2,56E-04
Sodio	5,57E-07		Aluminio	6,63E-05
			Potasio	2,26E-04
			Magnesio	1,64E-04
			Sodio	1,49E-03

Tabla 4.3. Emisiones líquidas y gaseosas de los RSU de la RGBA depositados en Norte III (kg /kg residuo).

Los resultados de la (tabla 4.3) confirman que la composición de los residuos desempeña un papel crítico en el modelado del ciclo de vida de las emisiones del relleno sanitario debido a que tienen un impacto directo en el resultado final. Desde el punto de vista de la masa de los residuos, las emisiones de CH₄ y CO₂ resultaron ser las más grandes dentro del total de emisiones gaseosas analizadas; por su parte, del total de emisiones de lixiviados analizadas, las más importantes resultaron ser las emisiones de COD, BOD y TOC. Este resultado encuentra su explicación en el porcentaje de materia orgánica contenido en la composición de residuos analizada.

El mismo modelo de cálculo se aplicó para realizar el análisis de los escenarios propuestos. En total se realizaron los cálculos correspondientes a 10 inventarios, uno por cada escenario (tablas 4.4, 4.5), más siete correspondientes a las emisiones de cada fracción individual de residuos (tablas 4.6, 4.7).

Las tablas (4.4 y 4.5) resaltan de qué manera cantidades y composiciones diferentes de residuos y la gestión operativa del relleno sanitario determinan un perfil ambiental distinto, subrayando la importancia de utilizar la composición específica de los residuos y las características tecnológicas de los sitios de disposición final para analizar los impactos ambientales resultantes de su disposición final en relleno sanitario.

Emisiones Gaseosas (kg/residuos totales) 100 años

Elemento	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
biogénico CO ₂	2,34E+09	8,40E+08	2,44E+08
biogénico CH ₄	2,26E+09	8,12E+08	2,36E+08
fósil CO ₂	2,30E+09	6,49E+08	2,44E+08
fósil CH ₄	2,22E+09	6,28E+08	3,22E+08
Fosforo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Azufre como SO ₂	9,15E+06	2,75E+06	1,47E+06
Cloruro como HCl	6,87E+06	2,06E+06	7,30E+05
Flúor como HF	3,08E+06	9,23E+05	3,46E+05
Boro	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Bromo	8,74E+03	2,62E+03	9,43E+02
Yodo	7,40E+01	2,22E+01	8,33E+00
Plata	3,62E-04	1,09E-04	1,16E-05
Arsénico	2,04E+02	6,12E+01	2,20E+01
Bario	5,91E+02	1,77E+02	1,91E+01
Cadmio	2,40E+01	7,21E+00	1,60E+00
Cobalto	1,57E+01	4,71E+00	1,75E+00
Cromo	2,99E+00	8,97E-01	1,69E-01
Cobre	1,21E+01	3,63E+00	4,71E-01
Mercurio	9,43E+01	2,83E+01	9,24E+00
Manganeso	5,08E+02	1,52E+02	2,08E+01
Molibdeno	6,32E-01	1,90E-01	5,50E-02
Níquel	1,23E+01	3,68E+00	6,44E-01
Plomo	2,34E+00	7,03E-01	1,95E-01
Antimonio	3,41E+00	1,02E+00	1,15E-01
Selenio	7,80E-01	2,34E-01	6,55E-02
Estaño	1,03E+00	3,09E-01	6,94E-02
Vanadio	1,31E+01	3,92E+00	6,64E-01
Cinc	8,02E+01	2,41E+01	8,62E+00
Berilio	4,20E-02	1,26E-02	1,35E-03
Escandio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Estroncio	2,23E+00	6,68E-01	7,17E-02
Titanio	4,84E+00	1,45E+00	1,56E-01
Talio	3,86E-02	1,16E-02	1,24E-03
Wolframio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicio	2,36E+04	7,09E+03	2,30E+03
Hierro	1,70E+03	5,09E+02	6,14E+01
Calcio	2,85E+04	8,54E+03	3,09E+03
Aluminio	7,37E+03	2,21E+03	6,26E+02
Potasio	2,52E+04	7,55E+03	2,77E+03
Magnesio	1,82E+04	5,47E+03	1,93E+03
Sodio	1,65E+05	4,95E+04	1,01E+04

Tabla 4.4. Emisiones gaseosas de los RSU de la RGBA, dispuestos en Norte III entre 1996 -2017, para los tres escenarios analizados.

Emisiones lixiviados (kg/residuos totales) 100 años

Elemento	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
TOC	2,93E+08	5,86E+07	1,97E+07
BOD	1,16E+08	2,32E+07	7,80E+06
COD	1,24E+09	2,47E+08	8,32E+07
Nitrógeno como NH ₄ -N	1,49E+08	2,99E+07	1,08E+07
Nitrógeno como Norg	3,14E+08	6,28E+07	2,28E+07
Nitrógeno como NO ₂ -N	3,18E+06	6,37E+05	2,31E+05
Nitrógeno como NO ₃ -N	4,56E+06	9,13E+05	3,31E+05
Fosforo como PO ₄	2,45E+06	4,90E+05	1,82E+05
Azufre como SO ₄ -S	2,61E+07	5,22E+06	1,81E+06
Cloro	4,76E+08	9,53E+07	3,38E+07
Fluoruro	5,67E+05	1,13E+05	4,25E+04
Boro	2,85E+06	5,71E+05	2,04E+05
Bromo	6,23E+05	1,25E+05	4,48E+04
Yoduro	5,28E+03	1,06E+03	5,66E+02
Plata	1,27E+00	2,53E-01	2,71E-02
Arsénico	1,46E+04	2,91E+03	1,05E+03
Bario	2,36E+06	4,73E+05	5,10E+04
Cadmio	3,61E+03	7,21E+02	1,60E+02
Cobalto	6,29E+04	1,26E+04	6,75E+03
Cromo	1,20E+04	2,39E+03	4,51E+02
Cobre	4,24E+04	8,47E+03	1,10E+03
Mercurio	2,36E+02	4,71E+01	1,54E+01
Manganeso	2,03E+06	4,06E+05	5,54E+04
Molibdeno	2,53E+03	5,05E+02	1,47E+02
Níquel	4,91E+04	9,81E+03	1,72E+03
Plomo	7,03E+03	1,41E+03	3,90E+02
Antimonio	1,36E+04	2,72E+03	3,06E+02
Selenio	3,12E+03	6,24E+02	1,75E+02
Estaño	4,12E+03	8,24E+02	1,85E+02
Vanadio	5,23E+04	1,05E+04	1,77E+03
Cinc	3,61E+05	7,22E+04	2,59E+04
Berilio	1,68E+02	3,36E+01	3,60E+00
Escandio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Estroncio	8,91E+03	1,78E+03	1,91E+02
Titanio	1,94E+04	3,87E+03	4,15E+02
Talio	1,54E+02	3,09E+01	3,31E+00
Wolframio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicio	9,45E+07	1,89E+07	6,13E+06
Hierro	6,78E+06	1,36E+06	1,64E+05
Calcio	1,14E+08	2,28E+07	8,25E+06
Aluminio	2,95E+07	5,90E+06	1,67E+06
Potasio	1,01E+08	2,01E+07	7,40E+06
Magnesio	7,30E+07	1,46E+07	5,15E+06
Sodio	6,61E+08	1,32E+08	2,69E+07

Tabla 4.5. Emisiones líquidas de los RSU de la RGBA, dispuestos en Norte III entre 1996 -2017, para los tres escenarios analizados.

Estroncio	0,00E+00	6,19E-01	4,26E-02	4,26E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Titanio	0,00E+00	9,76E-01	4,14E-01	4,14E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Talio	0,00E+00	1,14E-02	1,93E-04	1,93E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Wolframio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicio	5,71E+03	1,69E+02	0,00E+00	0,00E+00	1,13E+03	1,34E+01	4,91E+00
Hierro	2,35E+01	2,06E+00	1,58E-01	1,58E-01	9,16E-01	3,43E-01	0,00E+00
Calcio	8,11E+03	5,90E+01	2,46E+00	2,46E+00	3,65E+02	6,26E+00	0,00E+00
Aluminio	1,43E+03	9,83E+01	8,28E-02	8,28E-02	2,63E+01	7,88E+00	0,00E+00
Potasio	7,31E+03	2,22E+02	0,00E+00	0,00E+00	9,75E+00	8,79E+00	0,00E+00
Magnesio	4,97E+03	3,49E+02	4,23E-01	4,23E-01	1,11E+02	3,71E+01	0,00E+00
Sodio	1,77E+04	4,77E+02	5,02E+01	5,02E+01	3,12E+04	3,48E+01	0,00E+00

Tabla 4.6. Emisiones gaseosas de cada fracción individual “compostables”, “papel y cartón”, “plásticos”, “metales”, “vidrio”, “varios con potencial incinerable (V.P.I)” y “varios no incinerables (V.N.I), dispuestos en Norte III entre 1996 – 2017.

Horizonte temporal analizado: 100 años

Emisiones Lixiviados (kg/residuos totales)

Elemento	Compostables	Papel y Cartón	Plásticos	Metales	Vidrio	V.P.I	V.N.I
TOC	4,44E+07	8,00E+06	5,20E+05	0,00E+00	0,00E+00	4,82E+06	3,94E+04
BOD	1,76E+07	3,17E+06	2,06E+05	0,00E+00	0,00E+00	1,91E+06	1,56E+04
COD	1,88E+08	3,38E+07	2,19E+06	0,00E+00	0,00E+00	2,04E+07	1,67E+05
Nitrogeno como NH ₄ -N	2,26E+07	1,37E+06	3,67E+04	0,00E+00	0,00E+00	5,84E+06	1,78E+04
Nitrogeno como Norg	4,75E+07	2,88E+06	7,72E+04	0,00E+00	0,00E+00	1,23E+07	3,75E+04
Nitrogeno como NO ₂ -N	4,81E+05	2,92E+04	7,82E+02	0,00E+00	0,00E+00	1,24E+05	3,80E+02
Nitrogeno como NO ₃ -N	6,90E+05	4,18E+04	1,12E+03	0,00E+00	0,00E+00	1,78E+05	5,45E+02
Fosforo como PO ₄	4,81E+05	2,27E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,34E+02	4,00E+02
Azufre como SO ₄ -S	4,25E+06	3,75E+05	3,40E+03	3,25E+04	1,59E+05	3,58E+05	3,88E+04
Cloro	7,67E+07	6,00E+06	9,19E+04	6,27E+05	8,96E+04	1,01E+07	8,52E+05
Fluoruro	1,12E+05	4,33E+02	2,36E+01	0,00E+00	0,00E+00	1,17E+01	8,85E+02
Boro	5,25E+05	4,07E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,32E+03	1,53E+02
Bromo	1,15E+05	0,00E+00	1,13E+03	0,00E+00	0,00E+00	2,14E+03	0,00E+00
Yoduro	1,06E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Plata	0,00E+00	2,53E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Arsenico	2,74E+03	7,54E+06	7,54E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Bario	0,00E+00	5,79E+04	5,50E+03	0,00E+00	4,07E+05	1,10E+03	0,00E+00
Cadmio	1,85E+02	2,03E+02	1,20E+02	7,84E+01	0,00E+00	1,21E+02	2,12E-01
Cobalto	1,22E+04	1,65E+02	4,86E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,74E+01
Cromo	6,95E+02	1,00E+02	3,07E+00	1,57E+03	0,00E+00	1,89E+01	4,60E+00
Cobre	6,72E+02	1,49E+02	4,53E+00	7,62E+03	8,71E+00	6,79E+00	4,26E+00
Mercurio	3,66E+01	8,33E+00	1,02E-01	0,00E+00	0,00E+00	4,58E-01	1,65E-01
Manganeso	3,77E+04	4,65E+04	7,56E+02	3,15E+05	0,00E+00	1,83E+03	0,00E+00
Molibdeno	3,22E+02	1,61E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,79E+01	0,00E+00
Niquel	2,40E+03	3,49E+02	2,23E+00	7,00E+03	0,00E+00	3,05E+01	2,40E+01
Plomo	8,34E+02	2,38E+02	3,48E+00	2,62E+02	1,05E+01	4,21E+01	5,69E+00
Antimonio	0,00E+00	4,60E+01	8,10E+01	2,54E+03	0,00E+00	4,18E+01	0,00E+00
Selenio	4,02E+02	1,61E+02	4,89E+00	0,00E+00	5,63E+01	0,00E+00	0,00E+00
Estaño	3,59E+02	9,49E+00	4,95E-01	4,53E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

Vanadio	2,41E+03	0,00E+00	4,92E+03	3,02E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Cinc	2,10E+04	2,91E+03	3,29E+02	1,14E+03	3,37E+01	4,62E+04	3,67E+02
Berilio	0,00E+00	3,28E+01	6,42E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Escandio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Estroncio	0,00E+00	1,65E+03	1,14E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Titanio	0,00E+00	2,60E+03	1,10E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Talio	0,00E+00	3,03E+01	5,14E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Wolframio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicio	1,52E+07	4,50E+05	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+06	3,57E+04	1,31E+04
Hierro	6,28E+04	5,49E+03	4,22E+02	1,28E+06	2,44E+03	9,15E+02	0,00E+00
Calcio	2,16E+07	1,57E+05	6,57E+03	0,00E+00	9,73E+05	1,67E+04	0,00E+00
Aluminio	3,81E+06	2,62E+05	2,21E+02	1,74E+06	7,02E+04	2,10E+04	0,00E+00
Potasio	1,95E+07	5,92E+05	0,00E+00	0,00E+00	2,60E+04	2,34E+04	0,00E+00
Magnesio	1,33E+07	9,32E+05	1,13E+03	0,00E+00	2,96E+05	9,88E+04	0,00E+00
Sodio	4,73E+07	1,27E+06	1,34E+05	0,00E+00	8,33E+07	9,29E+04	0,00E+00

Tabla 4.7. Emisiones gaseosas de cada fracción individual “compostables”, “papel y cartón”, “plásticos”, “metales”, “vidrio”, “varios con potencial incinerable (V.P.I)” y “varios no incinerables (V.N.I), dispuestos en Norte III entre 1996 – 2017.

4.3.3. Evaluación del Impacto Ambiental de Ciclo de Vida (EICV)

El modelo descripto se utilizó para calcular las emisiones en forma de gases y lixiviados de la composición específica de los RSU de la RGBA para los tres escenarios analizados y para el análisis de la contribución de cada fracción individual a las emisiones totales.

Categorías de Impacto seleccionadas y Método de Evaluación

Las categorías de impacto y los factores de caracterización seleccionados en el presente trabajo se basan en (Guinée et al., 2001a, 2001b, 2001c).

Se realizó una Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV) con el fin de proporcionar una visión completa del total de sustancias químicas liberadas en forma de gases y lixiviados al ambiente, producto de la descomposición anaeróbica de los RSU de la RGBA en el relleno sanitario Norte III de CEAMSE. Las categorías de impacto ambiental seleccionadas fueron: Potencial de Acidificación (PA, kg SO₂ eq.), Eutrofización Potencial (EP, kg. PO₄³⁻ eq.), Potencial de Calentamiento Global (PCG, kg CO₂ eq.), Potencial de Toxicidad Humana (PTH, 1,4 DB eq), Potencial de Oxidación Fotoquímica (POP, kg C₂H₄ eq.), (tabla 4.8).

El software OpenLCA 1.6.3 y la Base de Datos Ecoinvent 2.2 fueron utilizados para realizar el análisis de los impactos ambientales. El método seleccionado para el análisis de los impactos ambientales fue CML 2001 desarrollado por la Universidad de Leiden (Guinée et al., 2001b, 2001c). Este método de punto medio o “midpoint” proporciona factores de caracterización y de normalización que se utilizan para cuantificar los impactos ambientales de las categorías de impacto seleccionadas. En particular, se hace posible la comparación entre las categorías de impacto por medio de factores de normalización.

<i>Categoría de Impacto</i>	<i>Unidades</i>	<i>Método de Evaluación</i>
<i>Acidificación</i>	kg SO ₂ - Eq.	CML 2001 (Guinée et al., 2001 a, 2011b, 2001c)
<i>Eutrofización</i>	kg PO ₄ ³⁻ - Eq.	CML 2001 (Guinée et al., 2001 a, 2011b, 2001c).
<i>Cambio Climático</i>	Kg CO ₂ - Eq.	CML 2001 (Guinée et al., 2001 a, 2011b, 2001c).
<i>Oxidación Fotoquímica</i>	kg C ₂ H ₄ - Eq.	CML 2001 (Guinée et al., 2001 a, 2011b, 2001c).
<i>Toxicidad Humana</i>	Kg 1,4 DB - Eq	CML 2001 (Guinée et al., 2001 a, 2011b, 2001c).

Tabla 4.8. Categorías de impacto consideradas en la EICV.

Normalización

La normalización consiste en la evaluación de la significación del perfil ambiental generado en los pasos anteriores, mediante el establecimiento del peso de cada categoría. Esta etapa permite dimensionar las categorías de manera de poder establecer una comparación entre las mismas. Los valores obtenidos tras la caracterización se relativizan respecto a una cantidad de referencia (por ej. el valor de cada categoría para el conjunto de la actividad mundial, o de un país o de la región donde se realiza el estudio). Para la metodología CML 2001 se han usado los valores de normalización globales propuestos por (Guinée et al., 2001 a), (tabla 4.9).

Factores de Normalización Globales - Guinée et al 2001 a

Acidificación	3,35E+11
Eutrofización	1,32E+11
Potencial Calentamiento Global (PCG 100a)	4,15E+13
Toxicidad Humana (HTP infinite)	5,71E+13
Oxidación Fotoquímica	9,59E+10

Tabla 4.9. CML 2001 Factores de Normalización Globales (Guinée et al 2001 a).

Los resultados obtenidos de la aplicación del modelo descrito anteriormente fueron utilizados para estimar los impactos ambientales. A continuación, se presentan los resultados:

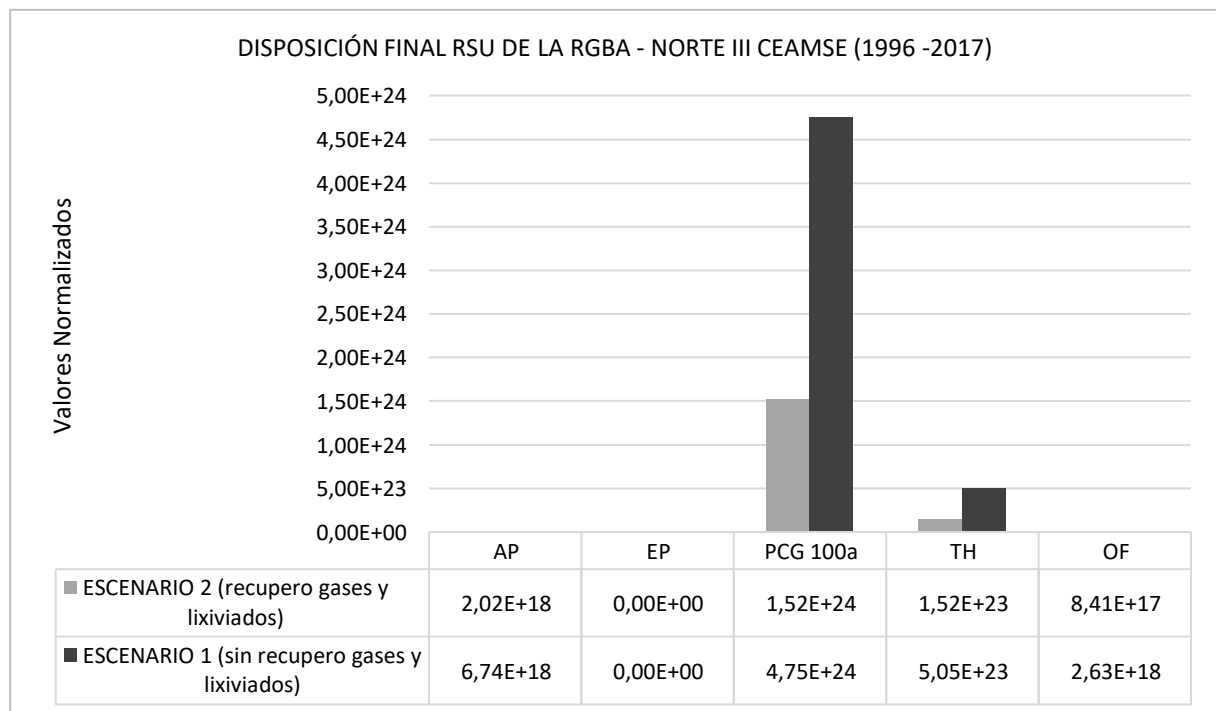


Figura 4.8. Impactos Normalizados para los dos escenarios (CML 2001).

La figura 4.8 muestra los impactos normalizados para los tres escenarios analizados, lo que permite poder comparar los impactos entre las categorías seleccionadas. Los resultados muestran que la categoría de calentamiento global (PCG) es la más impactante, seguida por la de toxicidad humana (THP). Es importante mencionar que son los impactos normalizados los que provén un ranking entre las categorías. Los impactos de la categoría de Calentamiento Global son generados por las emisiones de los GEI, mientras que los impactos de la categoría Toxicidad Humana hacen referencia a las sustancias tóxicas presentes en los residuos depositados (ej. metales pesados). Por otra parte, la figura 4.8 muestra la diferencia de emisiones netas de GEI entre el Escenario 1 y el Escenario 2, las que alcanzan el 68%. Demostrando la importancia de un relleno sanitario con recuperación de gases y lixiviados frente a otro sin recuperación.

Con el objetivo de poder dimensionar con mayor claridad la contribución del resto de las categorías de impacto seleccionadas, se realizó un análisis de los Escenarios 1 y 2 considerando sólo las categorías Acidificación Potencial, Oxidación Fotoquímica (no se incluyó Eutrofización Potencial, que su valor fue cero). Como se desprende de la (figura 4.9), la categoría acidificación se encuentra en tercer lugar seguida de la categoría oxidación fotoquímica.

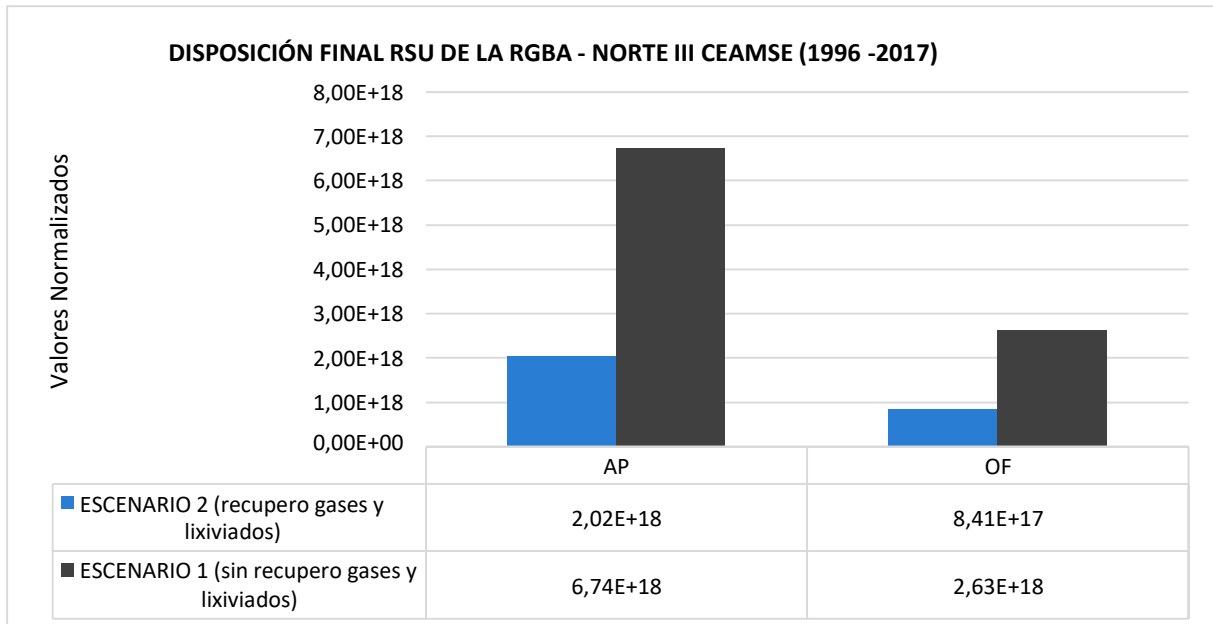


Figura 4.9. Impactos Normalizados para los dos escenarios (CML, 2001).

Luego se realizó un análisis de sensibilidad (PCG 20, 100, 500) con el fin de conocer la diferencia de cómo contribuye al calentamiento global, el contabilizar sólo metano vs contabilizar todos los GEI.

Los resultados descriptos en la (figura 4.10) muestran la contribución al PCG tomando en consideración diferentes horizontes temporales.

De acuerdo a lo considerado anteriormente, el impacto más alto sucede cuando se analiza un horizonte temporal de 20 años. Esto es así, debido a la corta vida atmosférica del metano. Los resultados demuestran que la elección del horizonte temporal es un tema crítico en el modelado de las emisiones de residuos dispuestos en rellenos sanitarios, en particular cuando se contabilizan las emisiones de metano CH₄.

Por otra parte, los resultados arrojan las siguientes diferencias entre contabilizar sólo metano vs contabilizar todos los GEI: 1% para un período de 20 años, 2% para 100 años y 6% para 500 años. Estos hallazgos señalan que existe una cantidad de CO₂ que está siendo emitido a la atmósfera y que está contribuyendo al cambio climático antes de ser efectivamente secuestrado por las plantas, y que no está siendo contabilizado.

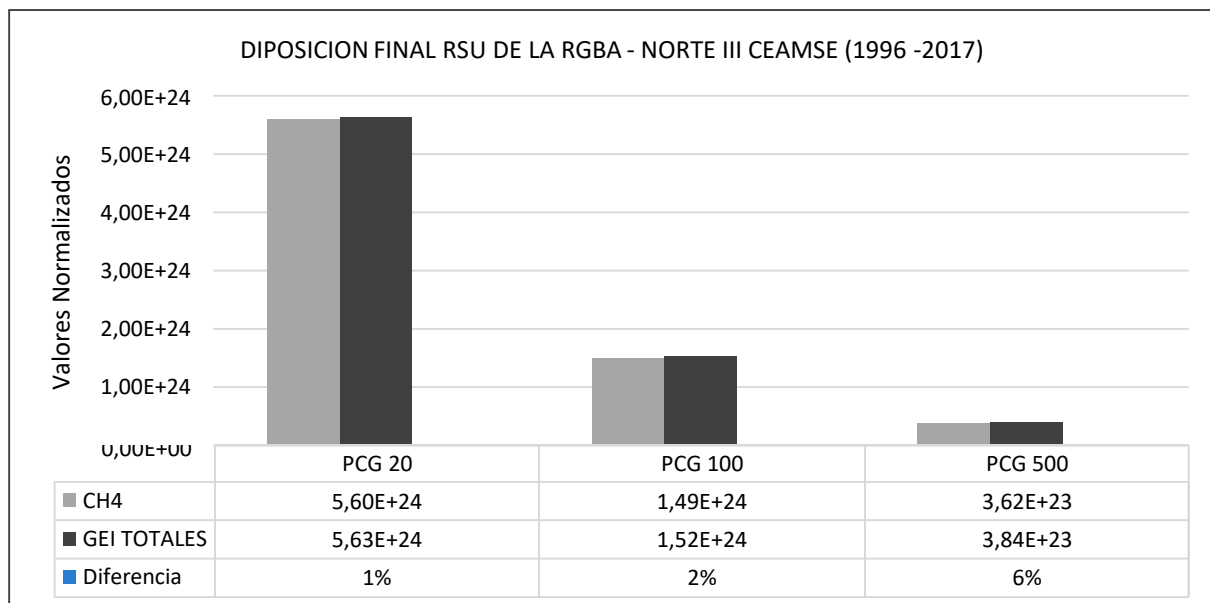


Figura 4.10. Impacto Normalizado Escenario 2 (CML, 2001).

Finalmente, se realiza un análisis por tipo de residuo con el objetivo de conocer la contribución de cada fracción individual a cada categoría de impacto seleccionada (Figura 4.11).

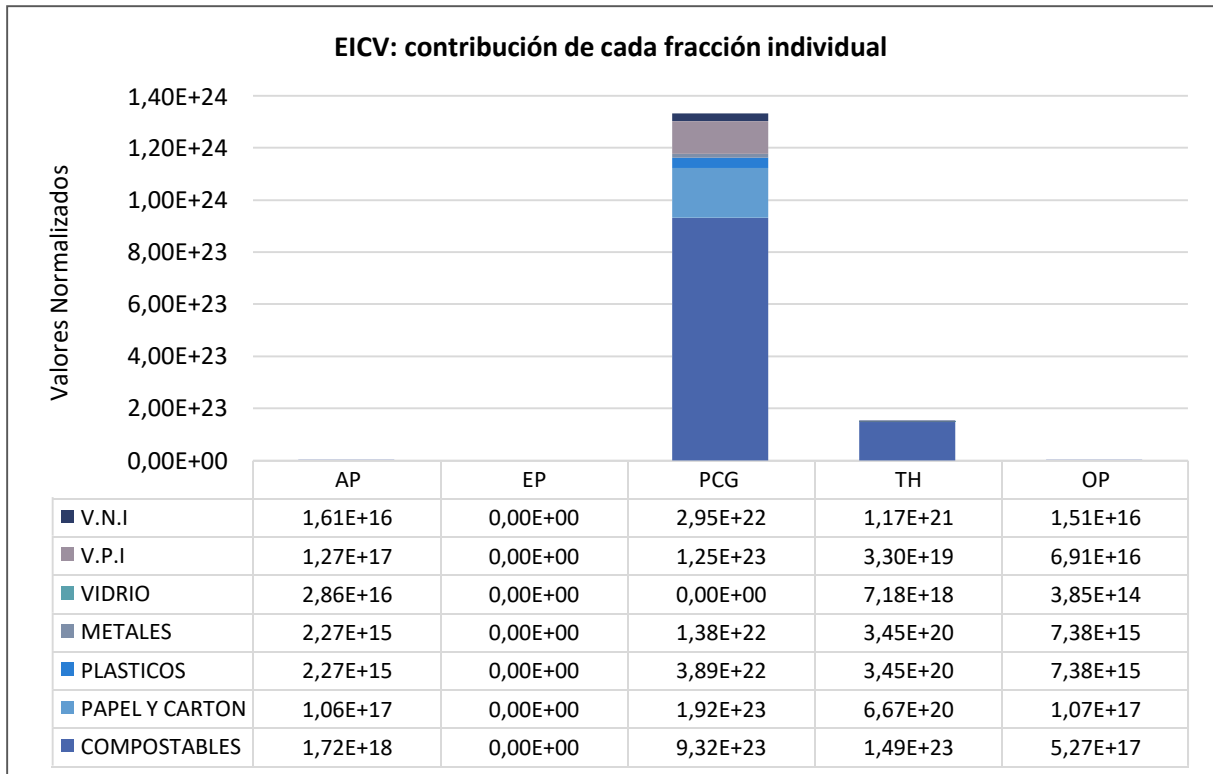


Figura 4.11. Escenario 2. Contribución de cada fracción individual de residuo al impacto total.

Como se observa en la (figura 4.11), las fracciones que contribuyen mayormente al PCG son en primer lugar los residuos compostables, seguidos por papel y cartón y varios con potencial incinerable. En cuanto a la categoría de impacto toxicidad humana (TH), los residuos compostables son también los que generan el mayor impacto.

En base a los resultados expuestos en la figura 4.11, se definió el escenario de mejora que se muestra a continuación:

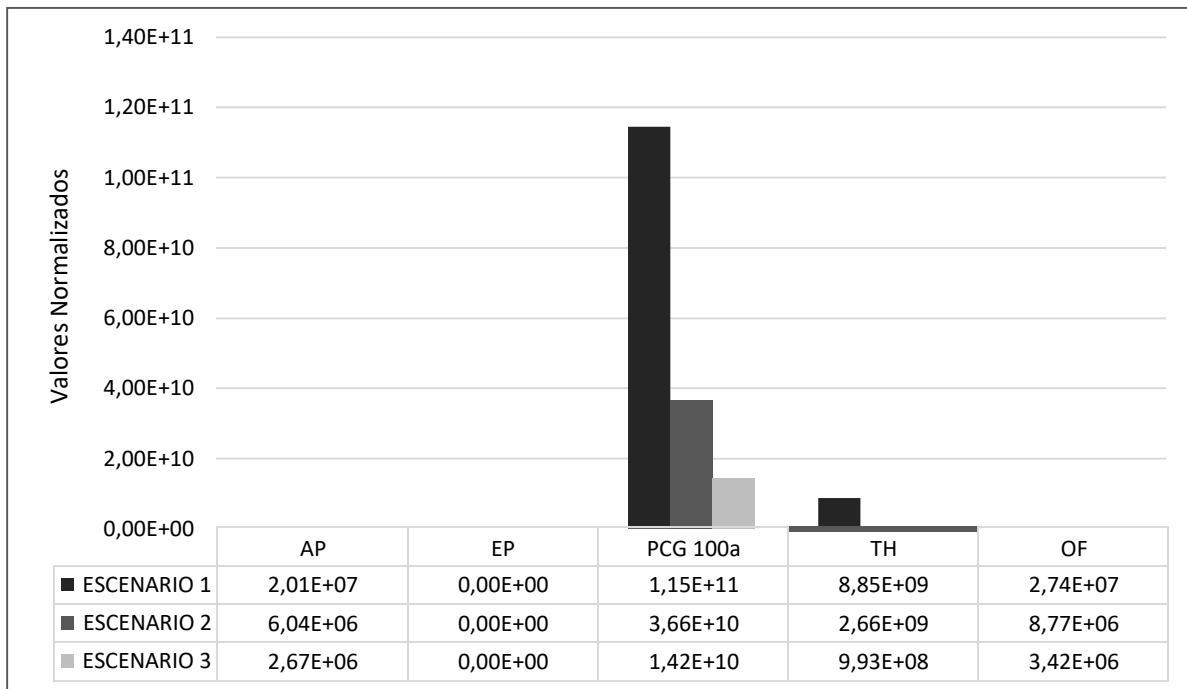


Figura 4.12. Valores Normalizados para los tres escenarios (CML, 2001).

4.3.4. Interpretación de los Resultados de la EICV

El modelo se utilizó para calcular las emisiones en forma de gases y lixiviados de la composición específica de los residuos sólidos urbanos de la RGBA para los tres escenarios analizados (E1, E2, E3). En función a los resultados de los impactos por tipo de residuo, se definió el escenario de mejora (3), que fue posible porque el modelo utilizado tiene la capacidad de cuantificar el impacto ambiental asociado a cada fracción individual de residuos depositados.

Asimismo, los resultados de la Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida de cada uno de los escenarios propuestos arrojaron información que permite proveer evidencia científica, por una parte, del impacto ambiental del enterramiento de RSU en rellenos sanitarios; por otra, de la factibilidad de optimizar los actuales sistemas de gestión de RSU por medio de la implementación de programas orientados a maximizar la recuperación de materiales reciclables y compostables.

CAPITULO 5: CONCLUSIONES

5.1. Conclusiones y Comentarios Finales

El objetivo general de este trabajo de tesis fue *profundizar el conocimiento sobre el impacto ambiental de la disposición de residuos sólidos urbanos en relleno sanitario asociado a la emisión de gases de efecto invernadero y lixiviados.*

A partir del mismo, se plantearon los objetivos específicos que fueron la base del desarrollo de las diferentes etapas de investigación.

El principal objetivo específico fue adaptar el modelo desarrollado por (Doka, 2009) para el cálculo de las emisiones líquidas y gaseosas de los residuos sólidos urbanos que son depositados en relleno sanitario, *a partir de la incorporación de un factor de oxidación en la superficie del relleno y de la modelización de escenarios.*

En este trabajo se describió, por un lado, la adaptación del modelo desarrollado por Doka (2009) a partir de la incorporación del factor de oxidación de metano en la superficie del relleno y de la modelización de escenarios; por el otro, el procedimiento propuesto para la aplicación del modelo, permitiendo así cumplir con uno de los objetivos planteados: estructurar y proponer las bases para la confección de un Inventario de Ciclo de Vida (ICV) posibilitando así la construcción de una base de datos nacional del sector residuos, de manera de fomentar la implementación de la metodología de ACV para la toma de decisiones informadas.

Asimismo, los resultados de la Evaluación de Impactos de Ciclo de Vida de cada uno de los escenarios propuestos, arrojó información que permite proveer evidencia científica, por una parte, del impacto ambiental del enterramiento de RSU en rellenos sanitarios; por otra, de la factibilidad de optimizar los actuales sistemas de gestión de RSU por medio de la implementación de programas orientados a maximizar la recuperación de materiales reciclables y compostables.

Por otra parte, el modelo se utilizó para calcular las emisiones en forma de gases y lixiviados de la composición específica de los residuos sólidos urbanos de la RGBA para los tres escenarios analizados (E1, E2, E3). En función a los resultados de los impactos por tipo de residuo, se definió el escenario de mejora (3), que fue posible porque el modelo utilizado tiene la capacidad de *cuantificar el impacto ambiental asociado a cada fracción individual de residuos depositados.* Este aporte, es una de las contribuciones al conocimiento más significativas de este trabajo, dado que no existe en la

actualidad información similar. De este modo, se pudo demostrar que *la obtención del perfil ambiental de la disposición de residuos en rellenos sanitarios, mediante la aplicación de herramientas con Enfoque de Ciclo de Vida, contribuye a la mejora en la toma de decisiones en la gestión de los RSU, tanto en el plano regional como local, ya que su aplicación genera información cuantitativa que permite anticipar impactos ambientales negativos y generar medidas de mitigación y prevención.*

Los resultados del análisis demuestran que la categoría Potencial de Cambio Global es la más impactante, seguida por la categoría Toxicidad Humana. *Para el caso de la categoría PCG, la reducción de los impactos es del 68% entre el Escenario 1 y el Escenario 2, del 89% entre el Escenario 1 y el Escenario 3, y del 61% entre el Escenario 2 y el Escenario 3. Con respecto a la categoría de impacto TH, la reducción de los impactos es del 70% entre el Escenario 1 y el Escenario 2, del 89% entre el Escenario 1 y el Escenario 3, y del 63% entre el Escenario 2 y el Escenario 3, demostrando de esta manera, que tanto la implementación de mejoras tecnológicas en la gestión de los rellenos sanitarios; como la implementación de metas de reducción y recuperación de residuos, se traducen en una reducción en los impactos ambientales.*

Otro aspecto significativo de este trabajo lo arroja el análisis de sensibilidad (PCG 20, 100, 500), realizado con el fin de comprender cómo se modificarían los resultados si se contabilizaran como contribuyentes al calentamiento global todas las emisiones de GEI del relleno (no sólo metano). El análisis se realizó para el Escenario 2 y los resultados arrojan las siguientes diferencias: 1% para un período de 20 años, 2% para 100 años y 6% para 500 años. Estos hallazgos señalan que existe una cantidad de CO₂ que está siendo emitido a la atmósfera y que está contribuyendo al cambio climático antes de ser efectivamente secuestrado por las plantas, y que no se está contabilizado. Por otro lado, si la velocidad de la tasa de emisión de carbono biogénico es superior a la tasa de captura (un balance que contiene asociada una incertidumbre muy alta), entonces, la carga ambiental de los rellenos sanitarios estaría siendo subestimada. Si se considera, además, que el total de residuos sólidos urbanos de la Región del Gran Buenos Aires que están siendo depositados en rellenos sanitarios asciende a casi 13.000 tn/día, con un porcentaje de desechos alimenticios y restos de poda del 50%; la importancia de mejorar el marco teórico actual para el cálculo de los GEI se hace evidente.

Los resultados también sugieren que la influencia de las opciones metodológicas y la efectividad de las estrategias de gestión de residuos que se analicen también depende de los objetivos planteados, ya sea reducir el impacto ambiental total de los residuos dispuestos en rellenos sanitarios, minimizar las emisiones de GEI o reducir las emisiones de CO₂. En cualquier caso, la composición específica de los residuos es un factor de enorme importancia cuando se analiza la gestión de residuos a través de un ACV.

Otro aspecto importante para mencionar es que en el horizonte temporal analizado (100 años), el impacto ambiental que se muestra en cada escenario representa en promedio sólo el 23% de las emisiones totales (gases y lixiviados). Esto se debe a las tasas de degradabilidad de los residuos y de los factores de emisión (re) de cada uno de los elementos analizados. Por lo tanto, se infiere que la liberación de las emisiones restantes tendría lugar en un horizonte temporal mayor a 100 años.

La predicción de la vida útil y el comportamiento de las emisiones de los rellenos sanitarios a través de la utilización de modelos debería considerarse como una parte integral e inseparable de la estrategia de gestión de un relleno sanitario. La dinámica temporal de las emisiones de los rellenos es difícil de predecir debido a diversos aspectos (pH, composición química, comportamiento de los elementos, etc) que deberían ser tomados en consideración. A pesar de existir grandes incertidumbres asociadas a las emisiones de los rellenos sanitarios, la utilización de la composición específica de los residuos ayuda a evitar interpretaciones erróneas basadas en una composición promedio. Lo que posibilita realizar una evaluación de la “carga ambiental” del relleno sanitario.

Dado que las decisiones con respecto a la gestión de los residuos son tomadas por lo general localmente, la mitigación de los GEI provenientes del sector residuos ha sido subestimada. Sin embargo, en el contexto actual, como se analizó en el desarrollo de este trabajo, esa variable (mitigación de los GEI) tendrá un peso importante, lo que significa que será tomada en cuenta al momento de la toma de decisiones. Se espera que el presente análisis pueda contribuir en ese sentido.

Este trabajo de tesis es una base sobre la cual se pueden apoyar los tomadores de decisión a la hora de gestionar la disposición final de los residuos sólidos urbanos de cada municipio a nivel local, provincial o nacional. Sienta las bases para el estudio de los beneficios ambientales respecto de la clasificación de residuos en origen, el tratamiento diferenciado en sitios de disposición y la recuperación de gases y lixiviados en relleno. Sin embargo, durante la investigación se manifestaron aspectos que requieren mayor profundización o desarrollo, como la necesidad de contar con información regional de la composición química de las fracciones de residuos enterradas en el relleno sanitario Norte III, así como con factores de caracterización y modelos de normalización locales o al menos regionales. De esta tesis, entonces, se desprenden futuras líneas de investigación cuyo abordaje completarán el camino recorrido.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Adani, F., Tambone, F., Gotti, A., 2004. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Manage.* 24, 775-783.
- Adhikari, B., Dahal, K.R., Khanal, S.N., 2014. A review of factors affecting the composition of municipal solid waste landfill leachate. *Int. J. Eng. Sci. & Innov. Technol. (IJESIT)* 3, 273-281.
- Ayres, R.U., Kneese, A.V., 1968. Environmental pollution, in *Federal Programs for the Development of Human Resources*, 2, Washington, DC: Joint Economic Committee, US Congress.
- Ayres, R.U., Kneese, A.V., 1969. Production, consumption and externalities, *American Economic Review*, **59**, 282-97.
- 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. *Waste Manag.* **32**, 31-40.
- Argun, H., Kargi, F., Kapdan, I.K., 2008. Light fermentation of dark fermentation effluent for bio-hydrogen production by different *Rhodobacter* species at different initial volatile fatty acid (VFA) concentrations. *Int. J. Hydrogen Energ.* 33, 7405-7412.
- Bakas, I., Hauschild, M.Z., Astrup, T.F., R.K. Rosenbaum, R.K., 2015. Preparing the ground for an operational handling of long-term emissions in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **10**, 1444-1455.
- Bakas, I., Laurent, A., Clavereul, J., Bernstad Saraiva, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M.Z., 2018. Chapter 35: LCA of Solid Waste Management Systems. *Life Cycle Assessment*. Hauschild M.Z. et al. (eds.). Springer International Publishing AG 2018.
- Barton JR, Issaias I, Stentiford E I., 2008. Carbon – making the right choice for waste management in developing countries. *Waste Manage.* **28**, 690-698.
- Barreda Marín, A., 2009. Evaluación de los impactos de los residuos sólidos bajo cambio climático en la Ciudad de México. Centro Virtual de Cambio Climático de la Ciudad de México (CVCCCM). Disponible en línea: http://www.cvcccm-atmosfera.unam.mx/sis_admin/archivos/rsu_barreda_informe_tecnico.pdf
- Belevi, H. and Baccini, P. (1989), Long term behaviour of municipal solid waste landfill, *Waste Management & Research*, **7**, 43-56.
- Bernet, N., Vigneron, V., Bureau, C., Bouchez, T., 2007. Effect of ammonia on the methanogenic diversity and activity in simulated MSW bioreactor landfills. In: *Eleventh International Waste Management and landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Blengini, G.A., Fantoni, M., Busto, M., Genon, G., Zanetti, M.C., 2012. Participatory approach, acceptability and transparency of waste management LCAs: case studies of Torino and Cuneo. *Waste Manag.* **32**, 1712-1721.

- BID, 2014. Guía Metodológica. Iniciativa Ciudades Emergentes y Sostenibles (ICES). Segunda edición, julio 2014. Disponible en línea: <http://www.iadb.org/es/temas/ciudades-emergentes-y-sostenibles/implementacion-delenfoque-de-la-iniciativa-ciudades-emergentes-y-sostenibles,7641.html>.
- Bjarnadóttir, H.J., Friðriksson, G.B., Johnsen T. and Sletsen, H., 2002. Guidelines for the use of LCA in the waste management sector, NordTest Report TR-517.
- Björklund, A. F., 2010. Application of LCA to waste management. In: Christensen T.H. Copenhagen. Denmark: Solid waste technology and management.
- Boesch, M.E., Vadenbo, C., Saner, D., Huter, C., Hellweg, S., 2014. An LCA model for waste incineration enhanced with new technologies for metal recovery and application to the case of Switzerland. *Waste Manag.* **34**, 378-389.
- Boldrin, A., Andersen, J.K., Christensen, T.H., 2011. Environmental assessment of garden waste management in the Municipality of Aarhus, Denmark. *Waste Manag.* **31**, 1560-1569.
- Bovea, M.D., Powell, J.C., 2006. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *J. Environ. Manag.* **79**, 115-132.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheick, R., Hamdi, M., 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetables wastes. *Process Biochem.* **40**, 989-995.
- Bozkurt S, Moreno L, Neretnieks I. (2000). Long-term processes in waste deposits. *Sci Total Environ* **250**, 101–21.
- Boulding, K., 1966. *The Impact of the Social Sciences*, (Rutgers University Press, 1966).
- Brooks, A. L.; Wang, S.; Jambeck, J. R., 2018. The Chinese import ban and its impact on global plastic trade. *Science Advances.* **6**, 01-31.
- Bueno, G., Latasa, I., Lozano, P.J., 2015. Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **51**, 449-459.
- Buratti, C., Barbanera, M., Testarmata, F., Fantozzi, F., 2015. Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: an Italian case study. *J. Clean. Prod.* **89**, 125-136.
- Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., Goi, D., 2013. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic co-digestion with sewage sludge. *Waste Manage.* **33**, 1626-1632.
- Caprile, M. D., Ripa, M., 2014. A Life Cycle Assessment of Landfilled Municipal Solid Waste in Argentina: The Influence of Waste Composition on Greenhouse Gases emissions and other impacts. *Journal of Environmental Accounting and Management* **2**, 141-159.
- Carlsson Reich, M., 2005. Economic assessment of municipal waste management systems - case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). *J. Clean. Prod.* **13**, 253-263

- CEPAL, 2012. Población, territorio y desarrollo sostenible. Disponible en línea: <http://www.cepal.org/celade/noticias/paginas/0/46070/2012-96-poblacion-web.pdf>.
- CEPAL, 2015. La economía del cambio climático en América Latina y el Caribe. Paradojas y desafíos del desarrollo sostenible. Disponible en línea: http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/37310/4/S1420656_es.pdf.
- CEPAL, 2014. La Economía del Cambio Climático en la Argentina. Primera aproximación. Disponible en línea: http://www.cepal.org/cgi-bin/getProd.asp?xml=/publicaciones/xml/8/52168/P52168.xml&xsl=/publicaciones/ficha.xsl&base=/publicaciones/top_publicaciones.xsl
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technol.* **99**, 4044-4064.
- Cherubini, F., Bargigli, S., Ulgiati, S., 2009. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: landfilling, sorting plant and incineration. *Energy* **34**, 2116-2123.
- Cherubini, F., Peters, G. P, Berntsen, T., Strømman, A. H. and Hertwich, E., 2011. CO2 emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming, *GCB Bioenergy* **3**, 413-426.
- Christensen T, Kjeldsen P, Bjerg P, Jensen DL, Christensen JB, Baun A, Albrechtsen H-J, Heron G (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl Geochemistry*, **16**, 659–718.
- Christensen TH, Gentil E, Boldrin A, Larsen A, Weidema B, Hauschild M. (2009). C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials. *Waste Manag Res.* **27**, 707-15.
- Coleman, T., 2006. Life Cycle Assessment for Municipal Waste: Supporting Decisions. *Resources Recovery Forum. Annual General Meeting, July 19, London, UK, 2006.*
- Daly, H.E., 1973. *Toward a Steady State Economy.* Edited by Herman E. Daly, (San Francisco, W. H. Freeman, 1973).
- Dalemo, M., Sonesson, U., Björklund, A., Mingarini, K., Frostell, B., Jönsson, H., Nybrant, T., Sundqvist, J.O., Thyselius, L., 1997. ORWARE – a simulation model for organic waste handling systems, part 1: model description. *Resources, Conservation and Recycling* **21**, 17–37.
- DataComex, 2016. Estadísticas del comercio exterior español. Disponible en línea: http://datacomex.comercio.es/principal_comex_es.aspx
- Damgaard, A., Manfredi, S., Merrild, H., Stensoe, S., Christensen, T.H., 2011. LCA and economic evaluation of landfill leachate and gas technologies. *Waste Management*, **31**, 1532-1541.
- Danthurebandara, M.; Van Passel, S.; Nelen, D.; Tielemans, Y.; Acker, K.V., 2012. Environmental and Socio – Economics impacts of landfills. *Linnaeus ECO-TECH 2012 Kalmar, Sweden, November 26-28, 2012.* Available at: <https://www.researchgate.net/publication/278738702>

- Den Boer, E., Den Boer, J., Jager, J., 2005b. Waste Management Planning and Optimisation. Handbook for Municipal Waste Prognosis and Sustainability Assessment of Waste Management Systems. LCA–IWM. Darmstadt, Germany, p.306.
- Den Boer, E., Den Boer, J., Jager, J., 2007. LCA–IWM: a decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Management* **27**, 1032–1045.
- Den Boer, E., Den Boer, J., Berger, J., Jager, J., 2005. Deliverable Report on D5.1 and D5.2: Social Sustainability Criteria and Indicators for Waste Management (Work Package 5) The Use of Life Cycle Assessment Tool or the Development of Integrated Waste Management Strategies for Cities and Regions with Rapid Growing Economies.
- De Feo, G., Malvano, C., 2009. The use of LCA in selecting the best MSW management system. *Waste Manag.* **29**, 1901-1915.
- Dobson, P., 1998. Carbon balances in waste management systems, Unpublished discussion paper for the "International Expert Group on LCA and Integrated Solid Waste Management".
- Doka, G., 2009. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services – Part II, Landfills – Underground deposits – Landfarming. Dübendorf: Ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Doka, G. & Hischer, R., 2005. Waste treatment and assessment of long-term emissions. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **10**, 77-84.
- Enterprises pour L` Environnement (EPE) Working Group (2013), Protocol for the quantification of greenhouse gas emissions from waste management activities, Version 5.0. October 2013.
- Ecobilan, 1997. Life Cycle Research Programme for Waste Management: Inventory Development for Waste Management Operations: Landfill, Final Report. Environment Agency, Bristol, UK.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N, Leckie, J.O., 1997. Modeling Leachate Generation and Transport in Solid Waste Landfills. *Environmental Technology*. **18**, 669-686.
- Eriksson, O., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., Granath, J., Carlsson, M., Baky, A., Thyselius, L., 2002. ORWARE – a simulation tool for waste management. *Resources, Conservation and Recycling* **36**, 287–307.
- European Parliament and Council, 2008. In: Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on Waste and Repealing Certain Directives (Waste Framework. LexUriServ) do 3e30. doi:2008/98/EC.; 32008L0098.
- Evangelisti, S., Tagliaferri, C., Clift, R., Lettieri, P., Taylor, R., Chapman, C., 2015. Life cycle assessment of conventional and two-stage advanced energy-from-waste technologies for municipal solid waste treatment. *J. Clean. Prod.* **100**, 212-223.
- Fellner, J., Brunner, P.H., 2010. Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach. *Waste Manage.*, **30**, 2084-2095.

- Fernández, L., 2011. Mantenga limpia Buenos Aires. La impronta de la dictadura en la gestión de la basura del Gran Buenos Aires. Capítulo de libro en: La cuestión urbana interrogada: transformaciones urbanas, ambientales y políticas públicas en Argentina / Mercedes Di Virgilio [et.al.]. 1a ed., Buenos Aires, Café de las Ciudades, 2011.
- Fernández-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). *J. Clean. Prod.* **81**, 178-189.
- Finnveden, G; Hauschild, M; Ekvall, T; Guinée, J; Heijungs R; Hellweg, S; Koehler, A; Pennington, D; Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* **91**, 1-21.
- Finnveden, G., 2005., Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production.* **13**, 213- 225.
- Finnveden G., 1997. Valuation methods within LCA – Where are the Values?. *International Journal of LCA*, **2**, 163-169.
- Finnveden G, Huppes G., 1995. Life Cycle Assessment and Treatment of Solid Waste. Proceedings of the International Workshop, Stockholm, Sweden. AFR-Report 98. Stock. Sweden AFR, Swedish EPA.
- Fischer-Kowalski, M., Hüttler, W., 1999. “Society's Metabolism. The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1998”. *Journal of Industrial Ecology.* **2**, 107-136.
- Fiorentino, G., Ripa, M., Protano, G., Hornsby, C., Ulgiati, S., 2015. Life cycle assessment of mixed municipal solid waste: multi-input versus multi-output perspective. *Waste Manag.* **46**, 599-611.
- Flyhammar P, Tamaddon F, Bengtsson L. (1998). Heavy metals in a municipal solid waste deposition cell. *Waste Manag*, **16**, 403–410.
- Floater, G., Rode, P., Robert, A., Kennedy, C., Hoornweg, D., Slavcheva, R. and Godfrey, N., 2014. Cities and the New Climate Economy: the transformative role of global urban growth. *New Climate Economy Cities Paper 01*. LSE Cities. London School of Economics and Political Science.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M. and Van Dorland, R. (2007), In: *Radiative Forcing of Climate Change. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* (Eds) S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, and H. L. Miller, *Climate Change*. Pp. 129–234. Cambridge Univ. Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Fotidis, I.A., Karakashev, D., Kotsopoulos, T.A., Martzopoulos, G.G., Angelidaki, I. 2012. Effect of ammonium and acetate on methanogenic pathway and methanogenic community composition. *FEMS Microbiol. Ecol.* **83**, 38-48.
- Fuglestvedt, J.S., T.K. Berntsen, O. Godal, R. Sausen, K.P. Shine, and T. Skodvin (2001). Assessing metrics of climate change: Current methods and future possibilities. Report to CICERO, December 2001.

- Fundación Metropolitana, 2016. Presentación Fundación Metropolitana – CEAMSE. Disponible en línea: <http://metropolitana.org.ar/wp-content/uploads/2016/08/PRESENTACION-FUNDACION-METROPOLITANA-CEAMSE PARA WEB.pdf>
- Galindo, L. M., 2014a. “Paradojas y riesgos del crecimiento económico en América Latina y el Caribe: una visión ambiental de largo plazo” (LC/L.3868), Santiago de Chile, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Galindo, L.M, 2014b. “Cambio climático, crecimiento agrícola y pobreza en América Latina: una aproximación empírica”, Santiago de Chile, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Garay, D., Fernández L., 2013, Biodiversidad Urbana. Apuntes para un sistema de áreas verdes en la región metropolitana de Buenos Aires. Ediciones UNGS, 2013.
- Gentil, E., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Li R., Christens, T.H., 2010. Model for waste life cycle assessment. Review of technical assumptions. *Waste Management* **30**, 2636-2648.
- Gentil, E., Hall, D., Thomas, B., Shiels, S., Collins, M., 2005. LCA tool in waste management: new features and functionalities, Sardinia 2005. In: Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy.
- Georgescu-Roegen, Nicholas (1971), *The Entropy Law and the Economic Process*, Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Gentil EC, Aoustin E, Christensen TH. (2009). Greenhouse gas accounting and waste management. *Waste Manage Res.* **27** 696-706.
- Guinée, J. B., Gorrèe, M., Heijungs, R., Huppes, G., Klein, R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., Lindeijer, E., Roorda, A.A.H. and Weidema B.P., 2001a. Life Cycle Assessment; An Operational Guide to the ISO standards; Characterization and Normalization factors. Retrieved. 17.02.2004.
- Guinée, J. B., Gorrèe, M., Heijungs, R., Huppes, G., Klein, R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., Lindeijer, E., Roorda, A.A.H. and Weidema B.P., 2001b. Life Cycle Assessment; An operational guide to the ISO standards; Part 3, Scientific Background, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden; the Netherlands, retrieved from <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2html>
- Guinée, J. B., Gorrèe, M., Heijungs, R., Huppes, G., Klein, R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., Lindeijer, E., Roorda, A.A.H. and Weidema B.P., 2001c. Life Cycle Assessment; An operational guide to the ISO standards; Part 1 and 2, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden; the Netherlands, retrieved from <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2html>

- Guinée, J. B; Heijungs, R; Huppes, G; Zamagni, A; Masoni, P; Buonamici, R; Ekvall, T; Rydberg, T., 2011. Life Cycle Assessment: Past, present and future. *Environ. Dic. Technol.*, **45**, 90-96.
- Gilardino, A., Rojas, J., Mattos, H., Larrea Gallegos, G., Rowe, I.V., 2017. Combining operational research and Life Cycle Assessment to optimize municipal solid waste collection in a district in Lima (Peru). *J. Clean. Prod.* **156**, 589-603.
- Gobierno de la República Argentina, 2012. Tercera Comunicación del Gobierno de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación. Buenos Aires, noviembre 2015.
- Goedkoop, M.; Spriensma, R. 2001. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology report, Third Edition, PRé Consultants, Amersfoort, Países Bajos, 2001, 132 p.
- Goedkoop M.J.; Heijungs R; Huijbregts M.; De Schryver A.; Struijs J.; Van Zelm R. 2009. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation, 2009, 126 p.
- Goedkoop M., 1995. The Eco-Indicator 95 - Final report. NOH report 9523, Pré Consultants, Amersfoort, Países Bajos, 1995, 85 p.
- Golder Associates 2010. GasSim Lite can be downloaded from <http://www.gassim.co.uk/programs/GasSimLite%20setup.zip>
- Gregory, R.G., Gillett, A.G., Bradley, D. 2003. Methane emissions from landfill sites in the UK. LQM Report 443/1. Available online: http://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat07/LQM_methane_emissions.pdf
- Gowing, A.L. 2001. Measuring and modelling of landfill gas emissions. PhD dissertation, University of Waterloo.
- Güereca, L.P., Gasso, S., Baldasano, J.M., Jimenez-Guerrero, P., 2006. Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona. Spain. *Resour. Conserv. Recycl.* **49**, 32-48.
- Haight, M., 1999. EPIC/CSR Integrated Solid Waste Management Model. Final Report. Waterloo, Canada, p. 23.
- Haight, M., 2004. Integrated Solid Waste Management Model. Technical Report. University of Waterloo, School of Planning, Waterloo, Canada, p. 101.
- Hauschild, M.; Potting, J., 2004. Spatial differentiation in life cycle impact assessment: the EDIP 2003 methodology. Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 285 p.
- Hauschild M., Olsen SI, Hansen E, Schmidt A, 2008. Gone...but not away—addressing the problem of long-term impacts from landfills in LCA. *Int J Life Cycle Assess* **13**, 547–554.

- Hauschild, M., Huijbregts M. (eds.), 2015. Life Cycle Impact Assessment. LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment. Springer Science.
- Hellweg, S., 2000. Time- and Site-Dependent Life-Cycle Assessment of Thermal Waste Treatment Processes. Dissertation No. 13999, ETH, Zurich.
- Herva, M., Neto, B., Roca, E., 2014. Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal). J. Clean. Prod. **70**, 183-193.
- Heyer, K.U., Hupe, K., Stegmann, R., 2013. Methane emissions from MBT landfills. Waste Manage. **33**, 1853-1860.
- Hischier R, Weidema B, Althaus H-J, Bauer C, Doka G, Dones R, Frischknecht R, Hellweg S, Humbert S, Jungbluth N, Köllner T, Loerincik Y, Margni M, Nemecek T. (2010). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods; ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Cent. Life Cycle Invent. Dübend.
- Hyks J., Astrup T., Christensen T.H. (2009). Long-term leaching from MSWI air-pollution-control residues: leaching characterization and modeling. J Hazard Mater **162**,80–91.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. 2012. What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. World Bank. Available online: <http://documents.worldbank.org/curated/en/2012/03/16537275/waste-global-review-solid-waste-management>
- Hoornweg, D.; Bhada-Tata, P.; Chris, K. 2013. Environment: Waste production must peak this century. Nature **502**, 615–617.
- IIS-UBA & CEAMSE (2011). Estudio de calidad de los residuos sólidos urbanos del Área Metropolitana de Buenos Aires. Verano 2010/2011. Buenos Aires, Argentina: Instituto de Ingeniería Sanitaria. Facultad de Ingeniería. Universidad de Buenos Aires. Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado.
- INDEC, 2005. ¿Qué es el Gran Buenos Aires?
- INDEC, 2010. Instituto Nacional de Estadística y Censo. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas, 2010. Disponible en: <http://www.censo2010.indec.gov.ar/resultadosdefinitivos.asp>
- IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp, doi:10.1017/CBO9781107415324.
- IPCC, 2010. Waste model 2010; Available from: <http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>.
- IPCC, 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories, Volume 5: Waste - Chapter 3: Solid Waste Disposal. Intergovernmental Panel on Climate Change.

- IPCC, 2005. Safeguarding the Ozone Layer and the Global Climate System: issues related to Hydrofluorocarbons and Perfluoro-carbons. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, 2001a. Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, 2001b. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press, Cambridge.
- ISO, 2018. ISO Norm 14067: 2018. Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirement and guidelines for quantification. International Organization for Standardization, Ginebra.
- ISO (International Organization for Standardization), 2006a. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. Standard ISO 14040. Geneva, Switzerland.
- ISO (International Organization for Standardization), 2006b. Environmental Management - Life Cycle Assessment - requirements and guidelines. Standard ISO 14044. Geneva, Switzerland.
- ISO/TR (International Organization for Standardization) 14047, 2003. Environmental management - Life cycle impact assessment - Examples of application of ISO 14042.
- Jolliet, O.; Margni, M.; Charles, R.; Humbert, S.; Payet, J.; Rebitzer, G.; Rosenbaum, R. 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *Int J LCA*, 8, 324 – 330.
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L., 2011. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Manage.* **31**, 1737-1744.
- Karak, T., Bhagat, R.M., Bhattacharyya, P., 2012. Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **42** <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2011.569871>, 1509e1630.
- Kjeldsen P, Christophersen M., 2001. Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Manag*, **19**, 249–256.
- Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Christensen TH., 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Crit Rev Environ Sci Technol* **32**, 297–336.
- Kirkeby, J.T., Birgisdottir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhandar, G.S., Hauschild, M.Z., 2006. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management and Research* **24**, 3.
- Koda, E., 2012. Influence of vertical barrier surrounding old sanitary landfill on eliminating transport of pollutants on the basis of numerical modeling and monitoring results. PhD dissertation. Warsaw University of Life Sciences, Poland.

- Krause, M.J., Chickering, G.W., Townsend, T.G., (2016). Translating landfill methane generation parameters among first-order decay Models. *Journal of the Air & Waste Management* **66**, 1084-1097.
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M.A. 2012. A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Manage.* **32**, 498-512.
- Laner, D., Fellner, J., Brunner, P.H. 2011. Future landfill emissions and effect of final cover installation- A case study. *Waste Manage.* **31**, 1522-1531.
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M.Z. and Christensen, T.H., 2014a. Review of LCA studies of solid waste management systems. Part I: lessons learned and perspectives, *Waste Management* **34**, 573-588.
- Laurent, A.; Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, N., Gentil, E., Christensen, T.H. and Hauschild, M.Z., 2014b. Review of LCA studies of solid waste management systems. Part II: methodological guidance for a better practice, *Waste Management* **34**, 589-606.
- Li, Y., Park, S.Y., Zhu, J. 2011. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renew. Sust. Energ. Rev.* **15**, 821-826.
- Licha, I. (2000). La construcción de escenarios: Herramienta de la gerencia social. Disponible en línea: <http://ibcm.blog.unq.edu.ar/wp-content/uploads/sites/28/2018/04/Licha-2000.pdf>.
- Lo, H.M., Kurniawan, T.A., Sillanpää, M.E.T., Pai, T.Y., Chiang, C.F., Chao, K.P., Liu, M.H., Chuang, S.H., Banks, C.J., Wang, S.C., Lin, C.Y., Liu, W.F., Cheng, P.H., Chen, C.K., Chiu, H.Y., Wu, H.Y. 2010. Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresource Tehnol.* **101**, 6329-6335.
- Ley 13.592, 2006. Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos: Senado y Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires.
- Ley 1854, 2005. Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos: Legislatura de la Ciudad de Buenos Aires.
- Levis, J.W., Barlaz, M.A. 2011. Is biodegradability a desirable attribute for discarded solid waste? Perspectives from a national landfill greenhouse gas inventory model. *Environ. Sci. Technol.* **45**, 5470-5476.
- MAYDS, 2016. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Observatorio Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Mapas Críticos Gestión de Residuos, marzo 2016. Disponible en línea: <http://observatoriorsu.ambiente.gob.ar/146.pdf>
- McDougall, F., White, P.R., Franke, M., Hindle, P., 2001. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*, second ed. Oxford, UK.
- Manfredi, S., Christensen, T.H., 2009. Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste Manag.* **29**, 32-43.

- Manfredi, S.; Tonini, D.; Christensen, T. H., 2010. Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. *Waste Manage.* **30**, 433–440.
- Manfredi, S.; Tonini, D.; Christense, T.H. 2009. Landfilling of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research* **27**,825-836.
- Martínez Alier, J. y Roca Jusmet, J., 2001. *Economía ecológica y política ambiental*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Mateucci, S. 2006. La Sustentabilidad del Sistema Humano – Natural en el Norte y Noroeste de la Provincia de Buenos Aires, In: Mateucci y otros, *Crecimiento Urbano y sus Consecuencias sobre el entorno rural: el caso de la ecoregión pampeana*. (Eds) Orientación Gráfica, Buenos Aires, pp 88.
- Meadows, D H; D L Meadows; J Randers & W W Behrens. 1972. *The limits to growth. A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. New York: Universe Books.
- Mendes, M.R., Aramaki, T., Hanaki, K., 2004. Comparison of environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA. *Resour., Conserv. Recycl.* **41**, 47–63.
- Mercante, I.T., Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Arena, A.P., 2011. Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: A spanish case study; Springer Heidelberg; *International Journal of Life Cycle Assessment*; **17**; 232-241.
- Micales, J.A. and Skog. K.E., 1997. The decomposition of forest products in landfills. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **39**, 145-158.
- Möllersten, K. and Grönkvist, S. (2007), All CO₂ is equal in the atmosphere -A comment on CDM GHG accounting standards for methane recovery and oxidation projects. *Energy Policy* **35**, 3675-3680.
- Montejo, C., Tonini, D., Marquez, M. del C., Astrup, T.F., 2013. Mechanical-biological treatment: performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *J. Environ. Manag.* **128**, 661-673.
- Moora, H., Stenmarck, A., Sundqvist, J.O, 2006. Use of life cycle assessment as decision support tool in waste management planning – optimal waste management scenarios for the Baltic State. *Environmental Engineering and Management Journal* **5**.
- Moreno, B., Vicentin, R., Campanella, E.A., 2017. Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Waste Manag.* **61**, 195-205.
- Moreno, B., Groppelli, E., Campanella, E.A., 2015. Life Cycle Assessment of biomethane use in Argentina. *J. Bior. Tech.* **18**, 208-2016.
- Morrissey A. y Browne J., 2004. Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management* **24**, 297-308.
- Moss, R H; J A Edmonds; K A Hibbard; M R Manning; S K Rose; D P van Vuuren; T R Carter; S Emori; M Kainuma; T Kram; G A Meehl; J F B Mitchell; N Nakicenovic; K Riahi; S J Smith; R J Stouffer; A M

- Thomson; J P Weyant & T J Wilbanks. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, **463**, 747-756.
- Mukhopadhyay, B. (2013), Global Warming - A Threat to the Planet, *American International Journal of Biology* **1**, 29-34.
- Muñoz, E., Navia, R., 2011. Life Cycle Assessment of solid waste management strategies in chlor-alkali production facility. *Waste Manage. Res.* **29**, 634-643.
- Mou, Z., Scheutz, C., Kjeldsen, P. 2015. Evaluating the methane generation rate constant (k value) of low organic waste at Danish landfills. *Waste Manage.* **35**, 170-176.
- Mudau, A. 2012. A laboratory investigation of the effects of water content and waste composition on leachate and gas generation from simulated MSW. PhD dissertation. University of the Witwatersrand, Johannesburg.
- Nagarajan, R., Thirumalaisamy, S., Lakshumanan, E., 2012. Impact of leachate on groundwater pollution due to non-engineered municipal solid waste landfill sites of erode city, Tamil Nadu, India. *Iran. J. Environ. Health Sci. Eng.* **9**, 1-12.
- Obersteiner, G., Binner, E., Mostbauer, P. & Salhofer, S., 2007. Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data. *Waste Manag.* **27**, 58-74.
- Odum, H; Odum, E. 1981. *Hombre y Naturaleza. Bases Energéticas*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona, 1981.
- Odum, H. T., 1996. *Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making*; John Wiley and Sons: New York, 1996.
- Oonk, H., 2010. Literature review: Methane from landfills: Methods to quantify generation, oxidation and emission. Final Report/April 2010, Oonkay Inc., Apeldoorn, Netherlands, pp: 1-75.
- Oonk, H. and T. Boom, 1995. "Landfill gas formation, recovery and emission", 1995, TNO, Dutch Organization of Applied Scientific Research, Apeldoorn, the Netherlands.
- Oonk, H., 1994. "Validation of landfill gas formation models", 1994, TNO, Dutch Organization of Applied Scientific Research, Apeldoorn, the Netherlands.
- Panepinto, D., Blengini, G.A., Genon, G., 2015. Economic and environmental comparison between two scenarios of waste management: MBT vs thermal treatment. *Resour. Conserv. Recycl.* **97**, 16-23.
- Pantini, S. 2014. Analysis and modelling of leachate and gas generation at landfill sites focused on mechanically-biologically treated waste. PhD Dissertation. Università Degli Studi de Roma "Tor Vergata".
- Parkhurst D.L, Appelo, C.A.J., 1999. User's Guide to PHREEQC (Version 2) --A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. *Water Resour Investig Rep* 99-4259.

- Pengue, W., 2009. Fundamentos de Economía Ecológica. Ediciones Kaikron. Buenos Aires.
- Petaja J., 2010. Model available on demand via J. Petäjä,: Finnish Environment Institute (SYKE), jouko.petaja@ymparisto.fi
- Quiros, R., Gabarrell, X., Villalba, G., Barrena, R., García, A., Torrente, J., Font, X., 2015. The application of LCA to alternative methods for treating the organic fiber produced from autoclaving unsorted municipal solid waste: case study of Catalonia. *J. Clean. Prod.* **107**, 516-528.
- Rabl, A., Benoist, A., Dron, D., Peupartier, B., Spadaro, J., Zoughaib, A., 2007. How to account for CO₂ emissions from biomass in an LCA. *Int J LCA* 12(5): 281.
- Rigamonti, L., Falbo, A., Grosso, M., 2013. Improvement actions in waste management systems at the provincial scale based on a life cycle assessment evaluation. *Waste Manag.* **33**, 2568-2578.
- Rossi, V., Cleeve-Edwards, N., Lundquist, L., Schenker, U., Dubois, C., Humbert, S. Jolliet, O., 2015. Life cycle assessment of end-of-life options for two biodegradable packaging materials: sound application of the European waste hierarchy. *J. Clean. Prod.* **86**, 132-145.
- Rawat, M., Ramanathan, A.L. 2011. Assessment of methane flux from municipal solid waste (MSW) landfill areas of Delhi, India. *J. Environ. Prot.* **2**, 399-407.
- Resolución Nº1143/2002 de Disposición de Residuos Sólidos Urbanos en Rellenos Sanitarios.
- Rodriguez, R.L., Hoang, V.Y., Jupsin, H., Vasel, J.L. 2009. A typology of leachates based on data from hundreds of sanitary landfills. In: Twelfth International Waste Management Symposium, Cagliari, Italy.
- Ruggerio, C.A., Tapia, J., Caprile, M.D., 2015. El Flujo de Materiales en la gestión de residuos de la Región del Gran Buenos Aires (RGBA). Capítulo de libro en Suárez, Francisco y Chamber, Pablo (compiladores): *Recicloscopio IV*. Ediciones UNGS, Buenos Aires. ISBN 978-987-630-207-4.
- SAyDS, 2012. Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (ENGIRSU) (Goldstein, León ed.). Buenos Aires, Argentina: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Ministerio de Salud y Ambiente de la Nación.
- Sabbas, T., Mostbauer, P., Rautner, T., Lechner, P., 2001. A prediction model for the assessment of the middle and long term emission flux of inorganic Wastes. In: ISWA (Ed.), *Proceedings of the ISWA World Congress 2001 Waste in a Competitive World*, ISWA International Solid Waste Association, Denmark, pp. 82–93.
- São Mateus, M.D.S.C., Machado, S.L., Barbosa, M.C., 2012. An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill. *Waste Manage.* **32**, 471-481.
- Shrader-Frechette, K., 2000. Duties to future generation, Proxy Consent, Intra and Intergenerational Equity: The case of nuclear waste. *Risk Analysis* **20**, 771-778.

- Scaglia, B., Adani, F., 2008. Sustainable landfill and biological stability. Waste Management Research, Technology and Developments. ISBN 978-1-60021-256-9. Nova publisher Editor: James R. Lvelle, 1-35.
- SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1993. Guidelines for Life-cycle Assessment: A Code of Practice. Consoli, F.; Allen, D.; Boustead, I.; Fava, J.; Franklin, W.; Jensen, A.; De Oude, N.; Parrish, R.; Perriman, R.; Postlethwaite, D.; Quay, B.; Séguin, J.; Vigon, B. (Eds). SETAC, Bruselas y Pensacola, 73 p.
- Shah, F.A., Mahmood, Q., Shah, M.M., Pervez, A., Asad, S.A., 2014. Microbial ecology of anaerobic digester: the key role players of anaerobiosis. The scientific World Journal 2014, 1-21.
- Scharff H., 2010a. Afvalzorg-model available on demand via H. Scharff, NV Afval- zorg, Assendelft, The Netherlands: h.scharff@afvalzorg.nl
- Slagstad, H., Brattebø, H., 2012. LCA for household waste management when planning a new urban settlement. Waste Manag. **32**, 1482-1490.
- Scheutz, C., Pedicone, A., Pedersen, G.B., Kjeldsen, P., 2011. Evaluation of respiration in compost landfill biocovers intended for methane oxidation. Waste Manage. **31**, 895-902.
- Sivakumar, D., 2013. Adsorption study on municipal solid waste leachate using Moringa oleifera seed. Int. J. Environ. Sci. Technol. **10**, 113-124.
- Solano, E., Ranjithan, S.R., Barlaz, M.A., Brill, E.D., 2002a. Life-cycle-based solid waste management. I: Model development. Journal of Environmental Engineering **128**, 981–992.
- Solano, E., Dumas, R.D., Harrison, K.W., 2002b. Life-cycle-based solid waste management. II: Illustrative applications. Journal of Environmental Engineering **128**, 993.
- Steen, B. 1999. A systematic approach to environmental strategies in product development (EPS). Version 2000 - General system characteristics. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems. CPM report. 1999:4. Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning, Suecia, 66 p.
- Sundqvist, J.O., Finnveden, G., Albertsson, A.-C., Karlsson, S., Berendson, J., Höglund, L.O., 1997. Life cycle assessment and solid waste – stage 2. AFR-Report 173; AFR, Stockholm, Sweden.
- Sundqvist, J.O., 2002. Some methodological questions and issues that are of great interest for the result in LCA. In: Sundqvist, J.-O., Finnveden, G., Sundberg, J. (Eds.), Proceedings from Workshop on System Studies of Integrated Solid Waste Management in Stockholm, 2–3 April 2001. IVL Report B1490
- Tanaka, M., Matsui, Y., Nishimura, A., 2004. WLCA (waste LCA) for strategic solid waste management. In: Proceedings of The Sixth International Conference on EcoBalance: Developing and Systematizing of EcoBalance Tools Based on Life-Cycle-Thinking, Tsukuba, Japan.
- Tanaka, M., 2008. Strategic Solid Waste Management: Challenges for Sustainable Society. Okayama University Press, Tokyo, Japan, p. 356 (in Japanese).

- Thorneloe, S.A., Weitz, K., Jambeck, J., 2007. Application of the US decision support tool for materials and waste management. *Waste Management* **27**, 1006–1020.
- Thomas, B., McDougall, F., 2003. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **8**, 318–320.
- Thompson, S., Sawyer, J., Bonam, R., Valdivia, J.E., 2009. Building a better methane generation model: validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Manage.* **29**, 2085-2091.
- Toledo V. G.; Molina, M.G, 2011. *Metabolismos, naturaleza e historia. Hacia una teoría de las transformaciones socioecológicas. Capítulo II: El Metabolismo Social: Las relaciones entre la sociedad y la naturaleza.* Editorial ICARIA, Barcelona.
- Tunesi, S., 2011. LCA of local strategies for energy recovery from waste in England, applied to a large municipal flow. *Waste Manag.* **31**, 561-571.
- UN, 2018. United Nations Department of Economic and Social Affairs/Population Division. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. Key facts. Available at: <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/Files/WUP2018-KeyFacts.pdf>
- UNEP, 2018. United Nations Environment Programme. China's trash ban lifts lid on global recycling woes but also offers opportunity. Available at: <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/chinas-trash-ban-lifts-lid-global-recycling-woes-also-offers-opportunity>
- UNEP (2010). Waste and Climate Change. Global Trends and Strategy Framework. Disponible en línea: <http://www.unep.org/ietc/informationresources/publications/wasteandclimatechange/tabid/79353/default.aspx>
- US EPA, 2005. Guidance for evaluating landfill gas emissions from closed or abandoned facilities. EPA -600/R-05/123a. September 2005.
- US EPA (2010), LandGem can be downloaded from: <http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/landgem-v302.xls>.
- US EPA, 2010. Greenhouse gas Emissions estimation methodologies from selected source categories: solid waste disposal, wastewater treatment, ethanol fermentation. Draft 2010. Available at: http://www.epa.gov/ttnchie1/efpac/ghg/GHG_Biogenic_Report_draft_Dec1410.pdf
- Veliz, C.A., 2014. "Global recycling markets: plastic waste" (International Solid Waste Association, 2014). Available at: www.iswa.org/fileadmin/galleries/Task_Forces/TFGWMM_Report_GRM_Plastic_China_LR.pdf
- Weitz, K.A., Barlaz, M.A., Ranjithan, S., Brill, E.D., Thorneloe, S.A., Ham, R., 1999. Life cycle management of municipal solid waste. *International Journal of Life Cycle Assessment* **4**, 195–201.

Wenzel, H., & Villanueva, A., 2006a. The significance of boundary conditions and assumptions in the environmental life cycle assessment of waste management strategies. Lun, Sweden: NorLCA Poceedings.

Wolman, A., 1965. The metabolism of cities. Scientific American, **213**,179-190.

Zimmermann, P., Doka, G., Huber, F., Labhardt, A. and Ménard, M., 1996. Okoinventare von Entsorgungsprozessen. Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen, ESU-Reihe, 1/96, Zürich: Institut für Energietechnik, ETH Zürich.

7. ANEXOS

ESCENARIO 1

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO

$$TK_{gas} = D * f_g * gas\%$$

	Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que se emitió	100 años	
				TK gas D*re*%gas (corrected to D*re*100%)	TK lixiviado D*re*(1-%gas) corrected to D*re*100%
O	44,4%	9,71E-01 like C	100,0% like C	43,1%	1,3%
H	29,3%	9,71E-01	100,0%	28,4%	0,9%
C	35,3%	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	34,3%	1,0%
S	39,3%	1,49E-01 adjust	43,8% 0	2,6%	14,7%
N	50,6%	6,44E-02 Belevi	249,8% 0	8,1%	118,2%
P	77,4%	0,00E+00 Belevi	5,6% 0	0,0%	4,3%
B	71,7%	0,00E+00 likeP	672,9% 0	0,0%	482,5%
Cl	30,2%	1,38E-02 Belevi	255,4% 0	1,1%	76,2%
Br	14,2%	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,5%	35,7%
F	50,4%	8,38E-01 Belevi	45,2% 0	19,1%	3,7%
I	85,0%	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	3,0%	214,1%
Ag	18,2%	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0,0%	0,1%
As	58,8%	1,38E-02 like Cl	18,2% 0	10,6%	0,1%
Ba	28,7%	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0,0%	32,9%
Cd	4,9%	6,62E-03 Belevi	17,7% 0	0,0%	0,9%
Co	40,2%	2,50E-04 like Fe	32,2% 0	0,0%	12,9%
Cr	44,2%	2,50E-04 like Fe	1,1% 0	0,0%	0,5%
Cu	47,9%	2,86E-04 Belevi	0,5% 0	0,0%	0,2%
Hg	37,8%	2,86E-01 Belevi	9,6% 0	1,0%	2,6%
Mn	38,1%	2,50E-04 like Fe	114,6% 0	0,0%	43,7%
Mo	48,9%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	5,2%
Ni	45,4%	2,50E-04 like Fe	5,8% 0	0,0%	2,6%
Pb	38,1%	3,33E-04 Belevi	0,6% 0	0,0%	0,2%
Sb	18,2%	2,50E-04 like Fe	10,5% 0	0,0%	1,9%
Se	36,9%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	3,9%
Sn	51,9%	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0,0%	0,3%
V	2,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,2%
Zn	24,8%	2,22E-04 Belevi	4,7% 0	0,0%	1,2%
Be	18,1%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	1,1%
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0,0%	0,0%
Sr	9,5%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,6%
Ti	2,8%	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0,0%	0,1%
Tl	17,5%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	1,0%
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Su	66,5%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	3,3%
Fe	48,6%	2,50E-04 Belevi	1,4% 0	0,0%	0,7%
Ca	57,5%	2,50E-04 like Fe	13,0% 0	0,0%	7,5%
Al	61,7%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	3,1%
K	77,8%	2,50E-04 like Fe	73,1% 0	0,0%	56,8%
Mg	73,0%	2,50E-04 like Fe	61,7% 0	0,0%	45,0%
Na	52,8%	2,50E-04 like Fe	413,9% 0	0,1%	218,3%

EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

EMISIONES DE CORTO PLAZO	
Emisiones GAS (kg/kg residuo)	Emisiones LIXIVIADO (kg/kg residuo)
Oxygen (w O)	7,88E-02
Hydrogen (H)	1,18E-02
Carbon (enC)	1,10E-01
Sulfur	5,15E-05
Nitrogen	3,65E-04
Phosphor	0,00E+00
Boron	0,00E+00
Chlorine	7,51E-05
Bromium	9,82E-08
Fluorine	3,29E-05
Iodine	8,32E-10
Silver	4,07E-15
Arsenic	2,30E-09
Barium	6,64E-09
Cadmium	2,70E-10
Cobalt	1,77E-10
Chromium	3,36E-11
Copper	1,36E-10
Mercury	1,06E-09
Manganese	5,71E-09
Molybden	7,10E-12
Nickel	1,38E-10
Lead	2,63E-11
Antimony	3,83E-11
Selenium	8,77E-12
Tin	1,16E-11
Vanadium	1,47E-10
Zinc	9,02E-10
Beryllium	4,72E-13
Scandium	0,00E+00
Strontium	2,50E-11
Titanium	5,44E-11
Thallium	4,34E-13
Tungsten	0,00E+00
Silicon	2,66E-07
Iron (enter Fe)	1,91E-08
Calcium	3,20E-07
Aluminium	8,29E-08
Potassium	2,83E-07
Magnesium	2,05E-07
Sodium	1,86E-06

EMISIONES GASES RELLENO

Component	Gas emitido directamente mean value	
	kg/kg waste	Gas recuperado
Oxygen (without O from	7,88E-02	0,00E+00
Hydrogen (without H fro	1,18E-02	0,00E+00
Carbon (enter share of b	1,10E-01	0,00E+00
Sulfur	5,15E-05	0,00E+00
Nitrogen	3,65E-04	0,00E+00
Phosphor	0,00E+00	0,00E+00
Boron	0,00E+00	0,00E+00
Chlorine	7,51E-05	0,00E+00
Bromium	9,82E-08	0,00E+00
Fluorine	3,29E-05	0,00E+00
Iodine	8,32E-10	0,00E+00
Silver	4,07E-15	0,00E+00
Arsenic	2,30E-09	0,00E+00
Barium	6,64E-09	0,00E+00
Cadmium	2,70E-10	0,00E+00
Cobalt	1,77E-10	0,00E+00
Chromium	3,36E-11	0,00E+00
Copper	1,36E-10	0,00E+00
Mercury	1,06E-09	0,00E+00
Manganese	5,71E-09	0,00E+00
Molybdenum	7,10E-12	0,00E+00
Nickel	1,38E-10	0,00E+00
Lead	2,63E-11	0,00E+00
Antimony	3,83E-11	0,00E+00
Selenium	8,77E-12	0,00E+00
Tin	1,16E-11	0,00E+00
Vanadium	1,47E-10	0,00E+00
Zinc	9,02E-10	0,00E+00
Beryllium	4,72E-13	0,00E+00
Scandium	0,00E+00	0,00E+00
Strontium	2,50E-11	0,00E+00
Titanium	5,44E-11	0,00E+00
Thallium	4,34E-13	0,00E+00
Tungsten	0,00E+00	0,00E+00
Silicon	2,66E-07	0,00E+00
Iron	1,91E-08	0,00E+00
Calcium	3,20E-07	0,00E+00
Aluminium	8,29E-08	0,00E+00
Potassium	2,83E-07	0,00E+00
Magnesium	2,05E-07	0,00E+00
Sodium	1,86E-06	0,00E+00

ESCENARIO 2

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO

$$TK_{gas} = D \cdot r_e + gas\%$$

Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años			
			TK gas D*re*%gas (corrected to D*re*100%)	TK lixiviado D*re*(1-%gas) (corrected to D*re*100%)		
O	44,4%	9,71E-01 like C	100,0%	like C	43,1%	1,3%
H	29,3%	9,71E-01	100,0%		28,4%	0,9%
C	35,3%	9,71E-01 Belevi	100,0%	set to 10	34,3%	1,0%
S	39,3%	1,49E-01 adjust	43,8%	0	14,7%	0,5%
N	50,6%	6,44E-02 Belevi	249,8%	0	8,1%	118,2%
P	77,4%	0,00E+00 Belevi	5,6%	0	0,0%	4,3%
B	71,7%	0,00E+00 likeP	672,9%	0	0,0%	482,5%
Cr	30,2%	1,38E-02 Belevi	255,4%	0	1,1%	76,2%
Br	14,2%	1,38E-02 like Cl	255,4%	like Cl	0,5%	35,7%
F	50,4%	8,38E-01 Belevi	45,2%	0	19,1%	3,7%
I	85,0%	1,38E-02 like Cl	255,4%	like Cl	3,0%	214,1%
Ag	18,2%	2,86E-04 like Cu	0,5%	like Cu	0,0%	0,0%
As	58,8%	1,38E-02 like Cl	18,2%	0	0,1%	10,6%
Ba	28,7%	2,50E-04 like Fe	114,6%	like Mn	0,0%	32,9%
Cd	4,9%	6,62E-03 Belevi	17,7%	0	0,0%	0,9%
Co	40,2%	2,50E-04 like Fe	32,2%	0	0,0%	12,9%
Cl	44,2%	2,50E-04 like Fe	1,1%	0	0,5%	0,5%
Cu	47,9%	2,86E-04 Belevi	0,5%	0	0,0%	0,2%
Hg	37,8%	2,86E-01 Belevi	9,6%	0	1,0%	2,6%
Mn	38,1%	2,50E-04 like Fe	114,6%	0	0,0%	43,7%
Mo	48,9%	2,50E-04 like Fe	10,5%	like Sb (0,0%	5,2%
Ni	45,4%	2,50E-04 like Fe	5,8%	0	0,0%	2,6%
Pb	38,1%	3,33E-04 Belevi	0,6%	0	0,2%	0,2%
Sb	18,2%	2,50E-04 like Fe	10,5%	0	0,0%	1,9%
Se	36,9%	2,50E-04 like Fe	10,5%	like Sb (0,0%	3,9%
Sn	51,9%	2,50E-04 like Fe	0,6%	like Pb	0,0%	0,3%
V	2,0%	2,50E-04 like Fe	10,5%	like Sb (0,0%	0,2%
Zn	24,8%	2,22E-04 Belevi	4,7%	0	1,2%	0,0%
Be	18,1%	2,50E-04 like Fe	5,8%	like Ni	0,0%	1,1%
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0%	mean of	0,0%	0,0%
Sr	9,5%	2,50E-04 like Fe	5,8%	like Ni	0,0%	0,6%
Ti	2,8%	2,50E-04 like Fe	5,0%	like Al	0,0%	0,1%
Tl	17,5%	2,50E-04 like Fe	5,8%	like Ni	0,0%	1,0%
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5%	like Sb (0,0%	0,0%
Si	66,5%	2,50E-04 like Fe	5,0%	estimat	0,0%	3,3%
Fe	48,6%	2,50E-04 Belevi	1,4%	0	0,0%	0,7%
Ca	57,5%	2,50E-04 like Fe	13,0%	0	0,0%	7,5%
Al	61,7%	2,50E-04 like Fe	5,0%	estimat	0,0%	3,1%
K	77,8%	2,50E-04 like Fe	73,1%	0	0,0%	56,8%
Mg	73,0%	2,50E-04 like Fe	61,7%	0	0,0%	45,0%
Na	52,8%	2,50E-04 like Fe	413,9%	0	0,1%	218,3%

EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

Componente	EMISIONES DE CORTO PLAZO		Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subteranea
	Emisiones GAS (kg/kg residuo)	Emisiones LIXIVIADO (kg/kg residuo)	
	Oxygen (w. O	7,88E-02	
Hydrogen (H	1,18E-02	3,55E-04	7,10E-05
Carbon (enc	1,10E-01	3,29E-03	6,59E-04
Sulfur S	5,15E-05	2,94E-04	5,88E-05
Nitrogen N	3,65E-04	5,30E-03	1,06E-03
Phosphor P	0,00E+00	0,00E+00	2,75E-05
Boron	0,00E+00	3,21E-05	6,42E-06
Chlorine Cl	7,51E-05	5,36E-03	1,07E-03
Bromine Br	9,82E-08	7,01E-06	1,40E-06
Fluorine F	3,29E-05	6,38E-06	1,28E-06
Iodine I	8,32E-10	5,93E-08	1,19E-08
Silver Ag	4,07E-15	1,42E-11	2,85E-12
Arsenic As	2,30E-09	1,64E-07	3,27E-08
Barium Ba	6,64E-09	2,66E-05	5,31E-06
Cadmium Cd	2,70E-10	4,05E-08	8,11E-09
Cobalt Co	1,77E-10	7,07E-07	1,41E-07
Chromium Cr	3,36E-11	1,35E-07	2,69E-08
Copper Cu	1,36E-10	4,76E-07	9,53E-08
Mercury Hg	1,06E-09	2,65E-09	5,30E-10
Manganese Mn	5,71E-09	2,28E-05	4,57E-06
Molybden Mo	7,10E-12	2,84E-08	5,68E-09
Nickel Ni	1,38E-10	5,52E-07	1,10E-07
Lead Pb	2,63E-11	7,90E-08	1,58E-08
Antimony Sb	3,83E-11	1,53E-07	3,06E-08
Selenium Se	8,77E-12	3,51E-08	7,02E-09
Tin Sn	1,16E-11	4,63E-08	9,26E-09
Vanadium V	1,47E-10	5,88E-07	1,18E-07
Zinc Zn	9,02E-10	4,06E-06	8,11E-07
Beryllium Be	4,72E-13	1,89E-09	3,77E-10
Scandium Sc	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Strontium Sr	2,50E-11	1,00E-07	2,00E-08
Titanium Ti	5,44E-11	2,18E-07	4,35E-08
Thallium Tl	4,34E-13	1,74E-09	3,47E-10
Tungsten W	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicon Si	2,61E-07	1,06E-03	2,13E-04
Iron (enter fe	1,91E-08	7,63E-05	1,53E-05
Calcium Ca	3,20E-07	1,28E-03	2,56E-04
Aluminum Al	8,29E-08	3,32E-04	6,63E-05
Potassium K	1,13E-07	1,13E-03	2,26E-04
Magnesium Mg	2,05E-07	8,21E-04	1,64E-04
Sodium Na	1,86E-06	7,43E-03	1,49E-03

EMISIONES GASES RELLENO

Componente	kg/kg residuo	30% Gas emitido directamente		70% Gas recuperado	
		kg/kg residuo	kg/kg residuo	kg/kg residuo	kg/kg residuo
Oxygen (without O from	2,36E-02			5,51E-02	
Hydrogen (without H fro	3,55E-03			8,29E-03	
Carbon (enter share of b	3,29E-02			7,68E-02	
Sulfur	1,54E-05			3,60E-05	
Nitrogen	1,09E-04			2,55E-04	
Phosphor	0,00E+00			0,00E+00	
Boron	0,00E+00			0,00E+00	
Chlorine	2,25E-05			5,26E-05	
Bromine	2,95E-08			6,88E-08	
Fluorine	9,86E-06			2,30E-05	
Iodine	2,50E-10			5,82E-10	
Silver	1,22E-15			2,85E-15	
Arsenic	6,89E-10			1,61E-09	
Barium	1,99E-09			4,65E-09	
Cadmium	8,11E-11			1,89E-10	
Cobalt	5,30E-11			1,24E-10	
Chromium	1,01E-11			2,35E-11	
Copper	4,08E-11			9,53E-11	
Mercury	3,18E-10			7,42E-10	
Manganese	1,71E-09			4,00E-09	
Molybdenum	2,13E-12			4,97E-12	
Nickel	4,14E-11			9,66E-11	
Lead	7,90E-12			1,84E-11	
Antimony	1,15E-11			2,68E-11	
Selenium	2,63E-12			6,14E-12	
Tin	3,47E-12			8,10E-12	
Vanadium	4,41E-11			1,03E-10	
Zinc	2,70E-10			6,31E-10	
Beryllium	1,42E-13			3,30E-13	
Scandium	0,00E+00			0,00E+00	
Strontium	7,51E-12			1,75E-11	
Titanium	1,63E-11			3,81E-11	
Thallium	1,30E-13			3,04E-13	
Tungsten	0,00E+00			0,00E+00	
Silicon	7,97E-08			1,86E-07	
Iron	5,72E-09			1,34E-08	
Calcium	9,61E-08			2,24E-07	
Aluminum	2,49E-08			5,81E-08	
Potassium	8,49E-08			1,98E-07	
Magnesium	6,15E-08			1,44E-07	
Sodium	5,57E-07			1,30E-06	

ESCENARIO 3

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO

$$TK_{gas} = D \cdot r_e + gas\%$$

Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años	
			TK gas D*re+%gas (corrected to D*re*100%)	TK lixiviado D*re*(1-%gas) (corrected to D*re*100%)
O	52,2%	9,71E-01 like C	100,0%	50,6%
H	42,7%	9,71E-01	100,0%	41,5%
C	51,3%	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	49,8%
S	41,2%	1,49E-01 adjust	43,8%	2,7%
N	54,8%	6,44E-02 Belevi	249,8%	0
P	78,2%	0,00E+00 Belevi	5,6%	0,0%
B	78,2%	0,00E+00 like P	672,9%	0
Br	36,9%	1,38E-02 Belevi	255,4%	0
Cl	33,7%	1,38E-02 like Cl	255,4%	1,2%
F	51,0%	8,38E-01 Belevi	45,2%	0
I	85,0%	1,38E-02 like Cl	255,4%	3,0%
Ag	18,2%	2,86E-04 like Cu	0,5%	0,0%
As	71,0%	1,38E-02 like Cl	18,2%	0,2%
Ba	28,7%	2,50E-04 like Fe	114,6%	0,0%
Cd	9,0%	6,62E-03 Belevi	17,7%	0
Co	49,7%	2,50E-04 like Fe	32,2%	0
Cr	46,2%	2,50E-04 like Fe	1,1%	0
Cu	48,9%	2,86E-04 Belevi	0,5%	0
Hg	49,1%	2,86E-01 Belevi	9,6%	0
Mn	34,8%	2,50E-04 like Fe	114,6%	0
Mo	62,3%	2,50E-04 like Fe	10,5%	0
Ni	44,3%	2,50E-04 like Fe	5,8%	0
Pb	44,0%	3,33E-04 Belevi	0,6%	0
Sb	18,4%	2,50E-04 like Fe	10,5%	0
Se	56,6%	2,50E-04 like Fe	10,5%	0
Sn	64,7%	2,50E-04 like Fe	0,6%	0
V	3,2%	2,50E-04 like Fe	10,5%	0
Zn	27,5%	2,22E-04 Belevi	4,7%	0
Be	18,1%	2,50E-04 like Fe	5,8%	0
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0%	0
Sr	9,5%	2,50E-04 like Fe	5,8%	0
Ti	2,8%	2,50E-04 like Fe	5,0%	0
Tl	16,3%	2,50E-04 like Fe	5,8%	0
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5%	0
Si	72,3%	2,50E-04 like Fe	5,0%	0
Fe	48,2%	2,50E-04 Belevi	1,4%	0
Ca	58,8%	2,50E-04 like Fe	13,0%	0
Al	71,0%	2,50E-04 like Fe	5,0%	0
K	82,6%	2,50E-04 like Fe	73,1%	0
Mg	80,0%	2,50E-04 like Fe	61,7%	0
Na	61,1%	2,50E-04 like Fe	413,9%	0

EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

Emisiones EMISIONES DE CORTO PLAZO	Emisiones LIXIVIADO	Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subterránea
Oxygen (w.O)	4,52E-02	1,36E-03
Hydrogen (H)	7,21E-03	2,16E-04
Carbon (enc)	6,88E-02	2,06E-03
Sulfur S	3,32E-05	1,90E-04
Nitrogen N	2,47E-04	3,58E-03
Phosphor P	0,00E+00	1,91E-05
Boron	0,00E+00	2,13E-05
Chlorine Cl	4,96E-05	3,54E-03
Fluorine F	6,59E-08	4,70E-06
Iodine I	2,29E-05	4,45E-06
Silver Ag	5,82E-10	5,93E-08
Arsenic As	8,11E-16	2,84E-12
Barium Ba	1,54E-09	1,10E-07
Cadmium Cd	1,34E-09	5,35E-06
Cobalt Co	1,12E-10	1,68E-08
Chromium Cr	1,22E-10	7,07E-07
Copper Cu	1,18E-11	4,73E-08
Mercury Hg	3,29E-11	1,15E-07
Manganese Mn	6,45E-10	1,61E-09
Molybden Mo	1,45E-09	5,81E-06
Nickel Ni	3,85E-12	1,54E-08
Lead Pb	4,50E-11	1,80E-07
Antimony Sb	1,36E-11	4,09E-08
Selenium Se	8,01E-12	3,20E-08
Tin Sn	4,58E-12	1,83E-08
Vanadium V	4,85E-12	1,94E-08
Zinc Zn	4,64E-11	1,86E-07
Beryllium Be	6,02E-10	2,71E-06
Scandium Sc	9,44E-14	3,78E-10
Strontium Sr	0,00E+00	0,00E+00
Titanium Ti	5,01E-12	2,00E-08
Thallium Tl	1,09E-11	4,35E-08
Tungsten W	8,67E-14	3,47E-10
Silicon Si	0,00E+00	0,00E+00
Iron (enter Fe)	1,61E-07	6,42E-04
Calcium Ca	4,29E-09	1,72E-05
Aluminum Al	2,16E-07	8,65E-04
Potassium K	4,37E-08	1,75E-04
Magnesium Mg	1,94E-07	7,75E-04
Sodium Na	1,35E-07	5,40E-04
	7,05E-07	2,82E-03

EMISIONES GASES RELLENO

Component	kg/kg residuo	30% 70%	
		Gas emitido directamente	Gas recuperado
Oxygen (without O from	1,36E-02	2,16E-03	5,51E-02
Hydrogen (without H fro	2,16E-03	2,16E-03	8,29E-03
Carbon (enter share of b	2,06E-02	2,06E-02	7,68E-02
Sulfur	1,54E-05	1,54E-05	3,60E-05
Nitrogen	7,40E-05	7,40E-05	2,55E-04
Phosphor	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Boron	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Chlorine	1,49E-05	1,49E-05	5,26E-05
Bromine	1,98E-08	1,98E-08	6,88E-08
Fluorine	6,88E-06	6,88E-06	2,30E-05
Iodine	1,75E-10	1,75E-10	5,82E-10
Arsenic	2,43E-16	2,43E-16	2,85E-15
Barium	4,62E-10	4,62E-10	1,61E-09
Cadmium	4,01E-10	4,01E-10	4,65E-09
Cobalt	3,36E-11	3,36E-11	1,89E-10
Chromium	3,54E-12	3,54E-12	1,24E-10
Copper	9,87E-12	9,87E-12	9,53E-11
Mercury	1,94E-10	1,94E-10	7,42E-10
Manganese	4,36E-10	4,36E-10	4,00E-09
Molybdenum	1,15E-12	1,15E-12	4,97E-12
Nickel	1,35E-11	1,35E-11	9,66E-11
Lead	4,09E-12	4,09E-12	1,84E-11
Antimony	2,40E-12	2,40E-12	2,68E-11
Selenium	1,37E-12	1,37E-12	6,14E-12
Tin	1,45E-12	1,45E-12	8,10E-12
Vanadium	1,39E-11	1,39E-11	1,03E-10
Zinc	1,81E-10	1,81E-10	6,31E-10
Beryllium	2,83E-14	2,83E-14	3,30E-13
Scandium	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Strontium	1,50E-12	1,50E-12	1,75E-11
Titanium	3,26E-12	3,26E-12	3,81E-11
Thallium	2,60E-14	2,60E-14	3,04E-13
Tungsten	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicon	4,82E-08	4,82E-08	1,86E-07
Iron	1,29E-09	1,29E-09	1,34E-08
Calcium	6,49E-08	6,49E-08	2,24E-07
Aluminum	1,31E-08	1,31E-08	5,81E-08
Potassium	5,82E-08	5,82E-08	1,98E-07
Magnesium	4,05E-08	4,05E-08	1,44E-07
Sodium	2,11E-07	2,11E-07	1,30E-06

ANEXO 4: Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Residuos Compostables

INVENTARIO DE EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

			RESIDUOS COMPOSTABLES																	RESIDUOS COMPOSTABLES			
Component	Formula	Unit	0,01	0,03	0,06	0,04	0,08	0,03	0,02	0,00	0,02	0,00	0,01	0,02	0,05	0,01	0,02	0,05	0,50	0,03	0,01	0,00	
			Papel	Periódico	Mezcla Papel	Cartón	PE	PP	PS	PVC	PET	Mezcla Plásticos	Goma & Cuero	Vidrio	Textil	Madera	Residuos peligrosos	Combined goods e.g. dipers	Residuos Compostables	Inertes (as cement)	Hierro	Aluminio	Comp
Upper heating value	Ho	MJ/kg	1,53E+01	1,52E+01	1,66E+01	1,79E+01	4,28E+01	3,62E+01	3,89E+01	2,17E+01	2,31E+01	3,41E+01	2,93E+01	0,00E+00	1,60E+01	1,54E+01		3,85E+00	5,72E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
Lower heating value	Hu	MJ/kg	1,42E+01	1,41E+01	1,41E+01	1,59E+01	4,25E+01	3,28E+01	3,87E+01	2,15E+01	2,29E+01	3,08E+01	2,72E+01	0,00E+00	1,45E+01	1,40E+01	1,70E+01	1,84E+00	4,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
Oxygen (without O fr O		kg/kg waste	4,61E-01	3,87E-01	3,79E-01	3,93E-01	3,84E-02	3,25E-02	3,89E-02	1,69E-02	3,69E-01	7,37E-02	0,00E+00	4,90E-01	2,91E-01	3,72E-01	4,00E-02	7,88E-02	1,26E-01	6,73E-01	1,21E-0		
Hydrogen (without H H		kg/kg waste	4,90E-02	5,39E-02	5,39E-02	5,78E-02	1,22E-01	1,03E-01	7,80E-02	5,49E-02	6,34E-02	1,06E-01	1,07E-01	0,00E+00	5,02E-02	5,02E-02	6,10E-02	1,23E-02	2,00E-02	6,67E-02			
Carbon (enter share C		kg/kg waste	3,86E-01	4,08E-01	4,04E-01	4,33E-01	8,22E-01	6,94E-01	8,68E-01	4,41E-01	5,54E-01	6,34E-01	8,54E-01	0,00E+00	3,72E-01	4,01E-01	4,16E-01	9,06E-02	2,00E-01	0,00E+00			
Sulfur	S	kg/kg waste	6,60E-04	1,63E-03	1,41E-03	1,78E-03	4,27E-04	3,60E-04	6,79E-04	1,06E-03	1,48E-04	1,41E-03	3,70E-03	2,40E-03	2,80E-03	1,26E-04	3,20E-02	1,60E-04	1,50E-03	4,			
Nitrogen	N	kg/kg waste	9,43E-04	6,78E-04	3,76E-03	2,58E-03	1,30E-03	1,10E-03	1,94E-03	1,06E-03	6,46E-03	6,11E-03	0,00E+00	0,00E+00	3,11E-02	9,87E-04	7,40E-03	3,60E-04	4,00E-03				
Phosphor	P	kg/kg waste	1,23E-04	1,22E-05	1,13E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,09E-04	2,20E-03	1,85E-05	1,1				
Boron	B	kg/kg waste	1,89E-05	0,00E+00	1,72E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,11E-06	7,00E-06	2,84E-06					
Chlorine	Cl	kg/kg waste	1,89E-04	1,34E-03	1,84E-03	7,17E-03	1,46E-03	1,23E-03	1,13E-03	4,75E-01	7,89E-04	1,81E-02	2,00E-02	2,00E-04	2,70E-03	3,31E-04	1,04E-01	9,36E-03					
Bromium	Br	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,59E-06	8,10E-06	8,82E-04	7,38E-05	6,90E-05	6,53E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3				
Fluorine	F	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	1,95E-05	0,00E+00	1,44E-05	1,21E-05	1,42E-05	1,55E-05	1,18E-05	1,37E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,11E-05	3,70E-03						
Iodine	I	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00				
Silver	Ag	kg/kg waste	0,00E+00	4,77E-07	4,77E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00				
Arsenic	As	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	2,05E-06	1,17E-06	1,82E-06	1,54E-06	1,84E-06	2,00E-06	1,87E-06	1,77E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,22				
Barium	Ba	kg/kg waste	2,83E-05	1,36E-05	1,14E-04	5,72E-05	2,40E-04	2,02E-04	1,81E-04	1,97E-04	4,93E-05	1,74E-04	0,00E+00	2,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00				
Cadmium	Cd	kg/kg waste	9,43E-06	1,39E-07	1,66E-06	9,33E-07	3,39E-05	2,87E-05	2,33E-05	2,75E-06	3,25E-06	7,58E-05	8,00E-06	0,00E+00	0,00								
Cobalt	Co	kg/kg waste	0,00E+00	9,13E-07	7,36E-07	9,18E-07	1,68E-06	1,42E-06	3,06E-05	3,33E-05	3,11E-05	2,95E-05	0,00E+00	0,00E+00									
Chromium	Cr	kg/kg waste	3,20E-05	1,03E-05	1,45E-05	9,24E-06	1,25E-05	1,05E-05	3,96E-05	4,31E-05	5,42E-06	3,81E-05	0,00E+00	0,00									
Copper	Cu	kg/kg waste	2,83E-05	3,00E-05	6,09E-05	3,51E-05	4,14E-05	3,49E-05	1,08E-04	2,82E-05	1,18E-05	2,96E-04	0,00E+00										
Mercury	Hg	kg/kg waste	2,83E-08	8,18E-08	1,39E-07	3,01E-07	4,79E-08	4,05E-08	8,23E-07	8,96E-07	8,87E-08	7,92E-07	1,00										
Manganese	Mn	kg/kg waste	4,71E-05	4,68E-05	4,02E-05	9,52E-05	3,00E-05	2,54E-05	7,75E-05	8,43E-05	1,77E-05	7,46E-05											
Molybdenum	Mo	kg/kg waste	5,00E-06	0,00E+00	4,30E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00											
Nickel	Ni	kg/kg waste	9,43E-06	2,32E-06	9,44E-06	1,06E-05	9,59E-07	8,10E-07	2,00E-05	2,17E-05	3,94E-06												
Lead	Pb	kg/kg waste	4,71E-05	9,03E-05	8,04E-05	2,90E-05	2,26E-05	1,91E-05	1,49E-05	1,60E-05	5,52E-06												
Antimony	Sb	kg/kg waste	5,00E-06	0,00E+00	7,09E-07	4,60E-09	1,01E-05	8,50E-06	4,17E-05	4,53E-05													
Selenium	Se	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	2,58E-06	3,11E-06	2,01E-06	1,70E-06	2,04E-06	2,22E-06													
Tin	Sn	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,75E-06	3,81E-06	3,22E-06	2,54E-05														
Vanadium	V	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,21E-03	1,86E-03	2,79E-03														
Zinc	Zn	kg/kg waste	9,43E-05	5,56E-05	1,25E-04	6,33E-05	3,42E-04	2,89E-04															
Beryllium	Be	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	9,74E-07	1,13E-06	4,79E-07	4,05E-07															
Scandium	Sc	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00															
Strontium	Sr	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	5,83E-05	4,50E-05	8,49E-06																
Titanium	Ti	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	1,72E-04	0,00E+00																	
Thallium	Tl	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	1,72E-06	0,00E+00																	
Tungsten	W	kg/kg waste	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0																	
Silicon	Si	kg/kg waste	2,10E-02	2,09E-02	2,13E-02																		
Iron (enter share of Fe		kg/kg waste	6,60E-04	1,39E-04	1,1																		
Calcium	Ca	kg/kg waste	3,77E-03	0,00E+00																			
Aluminium	Al	kg/kg waste	1,23E-02	1,2																			
Potassium	K	kg/kg waste	9,43E-04																				
Magnesium	Mg	kg/kg waste	4																				
Sodium	Na	kg/kg waste																					

Contenido carbono
Degradable
Co

RESIDUOS COMPOSTABLES				EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS				EMISIONES GASES RELLENO			
COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO				EMISIONES DE CORTO PLAZO				Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subterránea			
Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años		Emissiones GAS (kg/kg residuo)	Emissiones LIXIVIADO (kg/kg residuo)	Componente	30%		70%	
			TK gas D*re*%gas (corrected to D*re*100%)	TK lixiviado D*re*(1-%gas) (corrected to D*re*100%)				Gas emitido directamente	Gas recuperado		
O	79,1%	9,71E-01 like C	100,00% like C	76,8%	5,27E-02	1,58E-03	Oxygen (without O from	1,58E-02		3,69E-02	
H	79,9%	9,71E-01	100,0%	77,6%	8,33E-02	2,50E-04	Hydrogen (without H fro	2,50E-03		5,83E-03	
C	80,9%	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	78,5%	2,4%	2,50E-03	Carbon (enter share of b	2,50E-02	8,33E-02	5,83E-02	
S	84,8%	1,49E-01 adjust	43,76% 0	5,5%	4,19E-05	2,39E-04	Sulfur	1,26E-05		2,93E-05	
N	84,5%	6,44E-02 Belevi	249,8% 0	13,6%	2,76E-04	4,00E-03	Nitrogen	8,27E-05		1,93E-04	
P	84,8%	0,00E+00 Belevi	5,6% 0	0,0%	0,00E+00	2,71E-05	Phosphor	0,00E+00		0,00E+00	
B	84,6%	0,00E+00 likeP	672,9% 0	0,0%	0,00E+00	2,95E-05	Boron	0,00E+00		0,00E+00	
Cl	84,8%	1,38E-02 Belevi	255,4% 0	3,0%	6,05E-05	4,32E-03	Chlorine	1,81E-05		4,23E-05	
Br	85,0%	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	3,0%	9,07E-08	6,47E-06	Bromium	2,72E-08		6,35E-08	
F	84,8%	8,38E-01 Belevi	45,2% 0	32,1%	3,24E-05	6,29E-06	Fluorine	9,73E-06		2,27E-05	
I	85,0%	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	3,0%	8,32E-10	5,93E-08	Iodine	2,50E-10		5,82E-10	
Ag	0	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Silver	0,00E+00		0,00E+00	
As	84,5%	1,38E-02 like Cl	18,2% 0	0,2%	2,16E-09	1,54E-07	Arsenic	6,47E-10		1,51E-09	
Ba	0	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Barium	0,00E+00		0,00E+00	
Cd	82,0%	6,62E-03 Belevi	17,7% 0	0,1%	6,94E-11	1,04E-08	Cadmium	2,08E-11		4,86E-11	
Co	85,0%	2,50E-04 like Fe	32,2% 0	0,0%	1,72E-10	6,88E-07	Cobalt	5,16E-11		1,20E-10	
Cr	84,8%	2,50E-04 like Fe	1,1% 0	0,0%	9,77E-12	3,91E-08	Chromium	2,93E-12		6,84E-12	
Cu	84,5%	2,86E-04 Belevi	0,5% 0	0,0%	1,08E-11	3,78E-08	Copper	3,24E-12		7,55E-12	
Hg	76,2%	2,86E-01 Belevi	9,6% 0	2,1%	8,23E-10	2,06E-09	Mercury	2,47E-10		5,76E-10	
Mn	64,8%	2,50E-04 like Fe	114,6% 0	0,0%	5,30E-10	2,12E-06	Manganese	1,59E-10		3,71E-10	
Mo	80,8%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	4,52E-12	1,81E-08	Molybdenum	1,36E-12		3,17E-12	
Ni	84,8%	2,50E-04 like Fe	5,8% 0	0,0%	3,37E-11	1,35E-07	Nickel	1,01E-11		2,36E-11	
Pb	81,9%	3,33E-04 Belevi	0,6% 0	0,0%	1,56E-11	4,69E-08	Lead	4,69E-12		1,09E-11	
Sb	0	2,50E-04 like Fe	10,5% 0	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Antimony	0,00E+00		0,00E+00	
Se	85,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	5,64E-12	2,26E-08	Selenium	1,69E-12		3,95E-12	
Sn	85,0%	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0,0%	5,05E-12	2,02E-08	Tin	1,51E-12		3,53E-12	
V	85,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	3,39E-11	1,35E-07	Vanadium	1,02E-11		2,37E-11	
Zn	84,3%	2,22E-04 Belevi	4,7% 0	0,0%	2,63E-10	1,18E-06	Zinc	7,88E-11		1,84E-10	
Be	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Beryllium	0,00E+00		0,00E+00	
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Scandium	0,00E+00		0,00E+00	
Sr	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Strontium	0,00E+00		0,00E+00	
Ti	0	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Titanium	0,00E+00		0,00E+00	
Tl	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Thallium	0,00E+00		0,00E+00	
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Tungsten	0,00E+00		0,00E+00	
Si	85,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	2,14E-07	8,56E-04	Silicon	6,42E-08		1,50E-07	
Fe	84,9%	2,50E-04 Belevi	1,4% 0	1,2%	8,83E-10	3,53E-06	Iron (enter Fe	2,65E-10		6,18E-10	
Ca	85,0%	2,50E-04 like Fe	13,0% 0	0,0%	3,04E-07	1,22E-03	Calcium	9,12E-08		2,13E-07	
Al	85,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	4,2%	5,35E-08	2,14E-04	Aluminium	1,61E-08		3,75E-08	
K	85,0%	2,50E-04 like Fe	73,1% 0	0,0%	2,74E-07	1,10E-03	Potassium	8,22E-08		1,92E-07	
Mg	84,8%	2,50E-04 like Fe	61,7% 0	0,0%	1,86E-07	7,46E-04	Magnesium	5,59E-08		1,30E-07	
Na	85,0%	2,50E-04 like Fe	413,9% 0	0,1%	6,65E-07	2,66E-03	Sodium	1,99E-07		1,07E-07	

ANEXO 5: Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Papel Cartón

INVENTARIO DE EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

Componente	Formula	Unidad	PAPEL Y CARTON																		PAPEL Y CARTON 13,79%	Fracción Degradada en el relleno 100 años			
			0.01	0.03	0.06	0.04	0.08	0.03	0.02	0.00	0.02	0.00	0.01	0.02	0.05	0.01	0.02	0.05	0.50	0.03			0.01	0.00	
			Papel	Periódico	Mezcla Papel	Cartón	PE	PP	PS	PVC	PET	Mezcla Plásticos	Goma & Cuero	Vidrio	Textil	Madera	Residuos peligrosos	Pañales y apósitos	Residuos Compostables	Aridos	Hierro	Aluminio	Composición específica residuos Total composición elemental (kg/kg residuo)		
Upper heating value	Ho	MJ/kg	1,53E+01	1,52E+01	1,66E+01	1,79E+01	4,28E+01	3,62E+01	3,89E+01	2,17E+01	2,31E+01	3,41E+01	2,93E+01	0,00E+00	1,60E+01	1,54E+01		3,85E+00	5,72E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00			
Lower heating value	Hu	MJ/kg	1,42E+01	1,41E+01	1,41E+01	1,59E+01	4,25E+01	3,28E+01	3,87E+01	2,15E+01	2,29E+01	3,08E+01	2,72E+01	0,00E+00	1,45E+01	1,40E+01		1,70E+01	4,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00			
Oxygen (without O fr O		kg/kg residuo	4,61E-01	3,97E-01	3,79E-01	3,93E-01	3,84E-02	3,25E-02	3,89E-02	1,69E-02	3,69E-01	7,37E-02	0,00E+00	4,90E-01	2,91E-01	3,72E-01	4,00E-02		7,88E-02	1,26E-01	6,73E-01	1,21E-01	0,00E+00		1,46E-02
Hydrogen (without H H		kg/kg residuo	4,90E-02	5,39E-02	5,39E-02	5,78E-02	1,22E-01	1,03E-01	7,80E-02	5,49E-02	6,34E-02	1,06E-01	1,07E-01	0,00E+00	5,02E-02	5,02E-02	6,10E-02		1,23E-02	2,00E-02	6,67E-02	0,00E+00	0,00E+00		2,05E-03
Carbon (enter share C		kg/kg residuo	3,86E-01	4,08E-01	4,04E-01	4,33E-01	8,22E-01	6,94E-01	8,68E-01	4,41E-01	5,54E-01	6,34E-01	8,54E-01	0,00E+00	3,72E-01	4,01E-01	4,16E-01		9,06E-02	2,00E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		1,54E-02
Sulfur	S	kg/kg residuo	6,60E-04	1,63E-03	1,41E-03	1,78E-03	4,27E-04	3,60E-04	6,79E-04	1,06E-03	1,48E-04	1,41E-03	3,70E-03	2,40E-03	2,80E-03	1,26E-04	3,20E-02		1,60E-04	1,50E-03	4,94E-03	7,60E-04	0,00E+00		5,66E-05
Nitrogen	N	kg/kg residuo	9,43E-04	6,78E-04	3,76E-03	2,58E-03	1,30E-03	1,10E-03	1,94E-03	1,06E-03	6,46E-03	6,11E-03	0,00E+00	0,00E+00	3,11E-02	9,87E-04	7,40E-03		3,60E-04	4,40E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		1,04E-04
Phosphor	P	kg/kg residuo	1,23E-04	1,22E-05	1,13E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,09E-04	2,20E-03		1,85E-05	1,13E-03	2,32E-04	8,00E-04	0,00E+00		2,28E-06
Boron	B	kg/kg residuo	1,89E-05	0,00E+00	1,72E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,11E-06	7,00E-06		2,84E-06	1,02E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		3,40E-07
Chlorine	Cl	kg/kg residuo	1,89E-04	1,34E-03	1,84E-03	7,17E-03	1,46E-03	1,23E-03	1,13E-03	4,75E-01	7,89E-04	1,81E-02	2,00E-02	2,00E-04	2,70E-03	3,31E-04	1,04E-01		9,36E-03	4,00E-03	0,00E+00	7,50E-04	4,83E-03		1,34E-04
Bromium	Br	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,59E-06	8,10E-06	8,82E-04	7,38E-05	6,90E-05	6,53E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		3,75E-06	6,00E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00
Fluorine	F	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	1,95E-05	0,00E+00	1,44E-05	1,21E-05	1,42E-05	1,55E-05	1,18E-05	1,37E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,11E-05	3,70E-03		7,00E-07	2,00E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		3,32E-07
Iodine	I	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		5,50E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00
Silver	Ag	kg/kg residuo	0,00E+00	4,77E-07	4,77E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		2,91E-09
Arsenic	As	kg/kg residuo	0,00E+00	2,05E-06	2,05E-06	1,17E-06	1,87E-06	1,54E-06	1,84E-06	2,00E-06	1,87E-06	1,77E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,22E-07	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		5,06E-08
Barium	Ba	kg/kg residuo	2,83E-05	1,36E-05	1,14E-04	5,73E-05	2,40E-04	2,02E-04	1,81E-04	1,97E-04	4,93E-05	1,74E-04	0,00E+00	2,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		4,23E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		2,84E-06
Cadmium	Cd	kg/kg residuo	9,43E-06	1,39E-07	1,66E-06	9,33E-07	3,39E-05	2,87E-05	2,33E-05	2,75E-06	3,25E-06	7,58E-05	8,00E-06	0,00E+00	0,00E+00	2,01E-07	3,70E-07		8,87E-07	1,38E-07	6,07E-07	3,00E-06	3,00E-06		6,48E-08
Cobalt	Co	kg/kg residuo	0,00E+00	9,13E-07	7,36E-07	9,18E-07	1,68E-06	1,42E-06	3,06E-05	3,33E-05	3,11E-05	2,95E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,68E-08	7,40E-05		0,00E+00	5,00E-06	1,76E-06	0,00E+00	0,00E+00		2,89E-08
Chromium	Cr	kg/kg residuo	3,20E-05	1,03E-05	1,45E-05	9,24E-06	1,25E-05	1,05E-05	3,96E-05	4,31E-05	5,42E-06	3,81E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,58E-07	1,24E-04		7,30E-06	8,10E-06	2,14E-05	1,20E-03	0,00E+00		4,95E-07
Copper	Cu	kg/kg residuo	2,83E-05	3,00E-05	6,09E-05	3,51E-05	4,14E-05	3,49E-05	1,08E-04	2,82E-05	1,18E-05	2,96E-04	0,00E+00	1,00E-05	0,00E+00	4,15E-06	2,67E-04		6,12E-06	1,80E-05	3,86E-06	1,36E-02	8,50E-06		1,71E-06
Mercury	Hg	kg/kg residuo	2,83E-08	8,18E-08	1,39E-07	3,01E-07	4,79E-08	4,05E-08	8,23E-07	8,86E-07	8,87E-08	7,92E-07	1,00E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,20E-07	7,40E-07		2,92E-08	7,00E-08	1,71E-08	0,00E+00	0,00E+00		6,84E-09
Manganese	Mn	kg/kg residuo	4,71E-05	4,68E-05	4,02E-05	9,52E-05	3,00E-05	2,54E-05	7,75E-05	8,43E-05	1,77E-05	7,46E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,31E-05	0,00E+00		7,07E-06	4,30E-06	1,90E-04	2,40E-03	0,00E+00		2,28E-06
Molybdenum	Mo	kg/kg residuo	5,00E-06	0,00E+00	4,30E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,30E-07	0,00E+00		7,50E-07	4,00E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		8,56E-08
Nickel	Ni	kg/kg residuo	9,43E-06	2,32E-06	9,44E-06	1,06E-05	9,59E-07	8,10E-07	2,00E-05	2,17E-05	3,94E-06	1,92E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,56E-07	1,27E-04		5,42E-06	1,65E-05	1,05E-03	0,00E+00	0,00E+00		3,37E-07
Lead	Pb	kg/kg residuo	4,71E-05	9,03E-05	8,04E-05	2,90E-05	2,26E-05	1,91E-05	1,49E-05	1,60E-05	5,52E-06	4,36E-04	7,00E-05	1,00E-05	0,00E+00	2,79E-05	2,97E-04		1,28E-05	1,86E-05	2,94E-05	3,80E-04	2,55E-05		2,27E-06
Antimony	Sb	kg/kg residuo	5,00E-06	0,00E+00	7,09E-07	4,60E-09	1,01E-05	8,50E-06	4,17E-05	4,53E-05	1,59E-04	4,01E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		1,75E-06	0,00E+00	8,81E-08	2,10E-04	0,00E+00		2,45E-08
Selenium	Se	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	2,58E-06	3,11E-06	2,01E-06	1,70E-06	2,04E-06	2,22E-06	2,07E-06	1,96E-06	0,00E+00	3,00E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		5,00E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		8,56E-08
Tin	Sn	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,75E-06	3,81E-06	3,22E-06	2,54E-05	3,91E-04	9,86E-07	2,45E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		8,00E-06	1,33E-06	6,70E-04	0,00E+00	0,00E+00		9,06E-08
Vanadium	V	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,21E-03	1,86E-03	2,79E-04	3,04E-04	1,28E-03	2,69E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		3,00E-06	2,31E-05	2,50E-04	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00
Zinc	Zn	kg/kg residuo	9,43E-05	5,56E-05	1,25E-04	6,33E-05	3,42E-04	2,89E-04	8,35E-04	5,98E-05	6,87E-05	5,22E-04	1,60E-02	4,00E-06	0,00E+00	1,78E-05	2,38E-03		3,06E-05	5,82E-05	8,05E-05	2,02E-04	2,90E-05		3,45E-06
Beryllium	Be	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	9,74E-07	1,13E-06	4,79E-07	4,05E-07	4,85E-07	5,27E-07	4,93E-07	4,67E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		3,18E-08
Scandium	Sc	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00
Strontium	Sr	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	5,83E-05	4,50E-05	8,49E-05	7,17E-05	8,58E-05	9,34E-05	8,72E-05	8,26E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		1,60E-06
Titanium	Ti	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	1,72E-04	0,00E+00	9,59E-04	8,10E-04	9,69E-04	1,05E-03	9,86E-04	9,33E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		2,93E-06
Thallium	Tl	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	1,72E-06	0,00E+00	3,84E-07	3,24E-07	3,88E-07	4,23E-07	3,94E-07	3,73E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00						

PAPEL Y CARTON

$$TK_{gas} = D \cdot r_e + ga\%_{e}$$

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO

	Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años	
				TK gas D*re*%gas	TK lixiviado D*re*(1-%gas)
				(corrected to D*re100%)	(corrected to D*re100%)
O	27,2%	9,71E-01 like C	100,0% like C	26,4%	0,8%
H	27,1%	9,71E-01	100,0%	26,3%	0,8%
C	27,1%	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	26,3%	0,8%
S	26,9%	1,49E-01 adjust	43,8% 0	1,8%	10,0%
N	28,2%	6,44E-02 Belevi	249,8% 0	4,5%	66,0%
P	27,7%	0,00E+00 Belevi	5,6% 0	0,0%	1,6%
B	28,2%	0,00E+00 likeP	672,9% 0	0,0%	189,9%
Cl	29,7%	1,38E-02 Belevi	255,4% 0	1,0%	74,8%
Br	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%	0,0%
F	27,0%	8,38E-01 Belevi	45,2% 0	10,2%	2,0%
I	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%	0,0%
Ag	18,2%	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0,0%	0,1%
As	28,5%	1,38E-02 like Cl	18,2% 0	0,1%	5,1%
Ba	28,1%	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0,0%	32,2%
Cd	31,4%	6,62E-03 Belevi	17,7% 0	0,0%	5,5%
Ce	26,4%	2,50E-04 like Fe	32,2% 0	0,0%	8,5%
Co	27,9%	2,50E-04 like Fe	1,1% 0	0,0%	0,3%
Cr	27,2%	2,86E-04 Belevi	0,5% 0	0,0%	0,1%
Cu	28,9%	2,86E-01 Belevi	9,6% 0	0,8%	2,0%
Mn	28,4%	2,50E-04 like Fe	114,6% 0	0,0%	32,5%
Mo	28,3%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	3,0%
Ni	29,1%	2,50E-04 like Fe	5,8% 0	0,0%	1,7%
Pb	25,2%	3,33E-04 Belevi	0,6% 0	0,0%	0,1%
Sb	32,1%	2,50E-04 like Fe	10,5% 0	0,0%	3,4%
Se	29,4%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	3,1%
Sn	32,4%	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0,0%	0,2%
V	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Zn	27,4%	2,22E-04 Belevi	4,7% 0	0,0%	1,3%
Be	29,3%	2,50E-04 like Fe	9,8% like Ni	0,0%	1,7%
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0,0%	0,0%
Sr	28,8%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	1,7%
Ti	27,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0,0%	1,3%
Tl	27,0%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	1,6%
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Si	24,8%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	1,2%
Fe	27,1%	2,50E-04 Belevi	1,4% 0	0,0%	0,4%
Ca	28,2%	2,50E-04 like Fe	13,0% 0	0,0%	3,7%
Al	24,8%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	1,2%
K	21,0%	2,50E-04 like Fe	73,1% 0	0,0%	15,4%
Mg	28,2%	2,50E-04 like Fe	61,7% 0	0,0%	17,4%
Na	27,8%	2,50E-04 like Fe	413,9% 0	0,0%	115,2%

EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

EMISIONES DE CORTO PLAZO	Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subterránea	EMISIONES DE CORTO PLAZO	
		Emisiones GAS	Emisiones LIXIVIADO
		(kg/kg residuo)	(kg/kg residuo)
Oxygen (w. O	8,48E-05	4,24E-04	4,24E-04
Hydrogen (H	1,19E-05	5,97E-05	1,19E-05
Carbon (enc	9,00E-05	4,50E-04	1,41E-02
Sulfur (S	4,22E-06	2,11E-05	4,22E-06
Nitrogen (N	4,86E-05	2,43E-04	4,86E-05
Phosphor (P	2,55E-08	1,28E-07	2,55E-08
Boron (B	4,57E-07	2,29E-06	4,57E-07
Chlorine (Cl	6,74E-05	3,37E-04	6,74E-05
Bromium (Br	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Fluorine (F	4,87E-09	2,44E-08	4,87E-09
Iodine (I	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silver (Ag	2,85E-12	1,42E-11	2,85E-12
Arsenic (As	8,48E-05	9,08E-09	8,48E-05
Barium (Ba	6,51E-07	3,26E-06	6,51E-07
Cadmium (Cd	2,28E-09	1,14E-08	2,28E-09
Cobalt (Co	1,86E-09	9,28E-09	1,86E-09
Chromium (Cr	1,13E-09	5,64E-09	1,13E-09
Copper (Cu	1,67E-09	8,37E-09	1,67E-09
Mercury (Hg	9,37E-11	4,69E-10	9,37E-11
Manganese (Mn	5,23E-07	2,62E-06	5,23E-07
Molybden (Mo	1,81E-09	9,03E-09	1,81E-09
Nickel (Ni	3,92E-09	1,96E-08	3,92E-09
Lead (Pb	2,68E-09	1,34E-08	2,68E-09
Antimony (Sb	5,17E-10	2,59E-09	5,17E-10
Selenium (Se	1,81E-09	9,03E-09	1,81E-09
Tin (Sn	4,00E-14	5,34E-10	1,07E-10
Vanadium (V	1,39E-03	0,00E+00	0,00E+00
Zinc (Zn	3,27E-08	1,64E-07	3,27E-08
Beryllium (Be	3,69E-10	1,85E-09	3,69E-10
Scandium (Sc	1,93E-04	0,00E+00	0,00E+00
Strontium (Sr	1,86E-08	9,28E-08	1,86E-08
Titanium (Ti	1,39E-03	1,46E-07	2,93E-08
Thallium (Tl	9,89E-03	4,26E-13	1,70E-09
Tungsten (W	9,89E-03	0,00E+00	0,00E+00
Silicon (Si	1,93E-04	2,53E-05	5,06E-06
Iron (enter Fe	9,89E-03	3,09E-07	6,18E-08
Calcium (Ca	1,39E-03	8,84E-06	1,77E-06
Aluminium (Al	9,89E-03	3,69E-09	1,47E-05
Potassium (K	9,89E-03	8,32E-09	3,33E-05
Magnesium (Mg	1,93E-04	1,31E-08	5,24E-05
Sodium (Na	9,89E-03	1,79E-08	7,16E-05

EMISIONES GASES RELLENO

Component	Gas emitido directamente		Gas recuperado
	mean value	kg/kg waste	
Oxygen (without O from	4,24E-03	4,24E-03	9,89E-03
Hydrogen (without H fro	5,97E-04	5,97E-04	1,39E-03
Carbon (enter share of b	4,50E-03	4,50E-03	9,89E-03
Sulfur	1,11E-06	1,11E-06	9,89E-03
Nitrogen	5,02E-06	5,02E-06	1,93E-04
Phosphor	0,00E+00	0,00E+00	9,89E-03
Boron	0,00E+00	0,00E+00	1,39E-03
Chlorine	1,42E-06	1,42E-06	9,89E-03
Bromium	0,00E+00	0,00E+00	9,89E-03
Fluorine	3,77E-08	3,77E-08	1,93E-04
Iodine	0,00E+00	0,00E+00	9,89E-03
Silver	1,22E-15	1,22E-15	1,39E-03
Arsenic	3,82E-11	3,82E-11	9,89E-03
Barium	2,44E-10	2,44E-10	9,89E-03
Cadmium	2,28E-11	2,28E-11	1,93E-04
Cobalt	6,96E-13	6,96E-13	9,89E-03
Chromium	4,23E-13	4,23E-13	1,39E-03
Copper	7,18E-13	7,18E-13	9,89E-03
Mercury	5,62E-11	5,62E-11	9,89E-03
Manganese	1,96E-10	1,96E-10	1,93E-04
Molybdenum	6,73E-13	6,73E-13	9,89E-03
Nickel	1,47E-12	1,47E-12	1,39E-03
Lead	1,34E-12	1,34E-12	9,89E-03
Antimony	1,94E-13	1,94E-13	9,89E-03
Selenium	6,77E-13	6,77E-13	1,93E-04
Tin	4,00E-14	4,00E-14	9,89E-03
Vanadium	0,00E+00	0,00E+00	1,39E-03
Zinc	1,09E-11	3,27E-08	9,89E-03
Beryllium	1,38E-13	1,38E-13	9,89E-03
Scandium	0,00E+00	0,00E+00	1,93E-04
Strontium	6,96E-12	6,96E-12	9,89E-03
Titanium	1,10E-11	1,10E-11	1,39E-03
Thallium	1,28E-13	1,28E-13	9,89E-03
Tungsten	0,00E+00	0,00E+00	9,89E-03
Silicon	1,90E-09	1,90E-09	1,93E-04
Iron	2,32E-11	2,32E-11	9,89E-03
Calcium	6,63E-10	6,63E-10	1,39E-03
Aluminium	1,11E-09	1,11E-09	9,89E-03
Potassium	2,49E-09	2,49E-09	9,89E-03
Magnesium	3,93E-09	3,93E-09	1,93E-04
Sodium	5,37E-09	5,37E-09	9,89E-03

PLASTICOS

$$TK_{gas} = D \cdot r_g + ga\%_{g_e}$$

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO

Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años	
			TK gas D*re*%gas (corrected to D*re100%)	TK lixiviado D*re*(1-%gas) (corrected to D*re100%)
O	0,9%	9,71E-01 like C	100,0%	0,9%
H	0,9%	9,71E-01	100,0%	0,9%
C	0,9%	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	0,8%
S	0,8%	1,49E-01 adjust	43,8%	0,1%
N	0,9%	6,44E-02 Belevi	249,8%	0
P	0	0,00E+00 Belevi	5,6%	0,0%
B	0	0,00E+00 likeP	672,9%	0
Cl	0,1%	1,38E-02 Belevi	255,4%	0,0%
Br	0,2%	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%
F	0,9%	8,38E-01 Belevi	45,2%	0,3%
I	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%
Ag	0	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0,0%
As	0,9%	1,38E-02 like Cl	18,2%	0
Fe	0,9%	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0,0%
Ba	0,9%	6,62E-03 Belevi	17,7%	0
Cd	0,6%	2,50E-04 like Fe	32,2%	0
Co	0,7%	2,50E-04 like Fe	1,1%	0
Cu	0,7%	2,86E-04 Belevi	0,5%	0
Hg	0,3%	2,86E-01 Belevi	9,6%	0,0%
Mn	0,7%	2,50E-04 like Fe	114,6%	0
Mo	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%
Ni	0,4%	2,50E-04 like Fe	5,8%	0,0%
Pb	0,9%	3,33E-04 Belevi	0,6%	0,0%
Sb	0,8%	2,50E-04 like Fe	10,5%	0
Se	0,9%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%
Sn	0,2%	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0,0%
V	1,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%
Zn	0,7%	2,22E-04 Belevi	4,7%	0,0%
Be	0,9%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0,0%
Sr	0,9%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%
Ti	0,9%	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0,0%
Tl	0,9%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%
Si	0	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%
Fe	0,7%	2,50E-04 Belevi	1,4%	0
Ca	1,0%	2,50E-04 like Fe	13,0%	0,0%
Al	0,9%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%
K	0	2,50E-04 like Fe	73,1%	0
Mg	1,0%	2,50E-04 like Fe	61,7%	0,0%
Na	0,9%	2,50E-04 like Fe	413,9%	0

EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

EMISIONES DE CORTO PLAZO		Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subteranea
Emisiones GAS (kg/kg residuo)	Emisiones LIXIVIADO (kg/kg residuo)	
Oxygen (w. O	1,13E-04	3,38E-06
Hydrogen (H	1,42E-04	4,25E-06
Carbon (enc	9,74E-04	2,92E-05
Sulfur (S	3,35E-08	1,91E-07
Nitrogen (N	4,48E-07	6,51E-06
Phosphor (P	0,00E+00	0,00E+00
Boron (B	0,00E+00	0,00E+00
Chlorine (Cl	7,24E-08	5,16E-06
Bromium (Br	8,89E-10	6,34E-08
Fluorine (F	6,82E-09	1,32E-09
Iodine (I	0,00E+00	0,00E+00
Silver (Ag	0,00E+00	0,00E+00
Arsenic (As	5,94E-12	4,24E-10
Barium (Ba	7,73E-11	3,09E-07
Cadmium (Cd	4,51E-11	6,76E-09
Chromium (Cr	6,84E-13	2,74E-09
Cobalt (Co	4,31E-14	1,73E-10
Copper (Cu	7,28E-14	2,55E-10
Mercury (Hg	2,28E-12	5,71E-12
Manganese (Mn	1,06E-11	4,25E-08
Molybden (Mo	0,00E+00	0,00E+00
Nickel (Ni	3,14E-14	1,26E-10
Lead (Pb	6,52E-14	1,96E-10
Antimony (Sb	1,14E-12	4,56E-09
Selenium (Se	6,87E-14	2,75E-10
Tin (Sn	6,96E-15	2,79E-11
Vanadium (V	6,92E-11	2,77E-07
Zinc (Zn	4,10E-12	1,85E-08
Beryllium (Be	9,02E-15	3,61E-11
Scandium (Sc	0,00E+00	0,00E+00
Strontium (Sr	1,60E-12	6,39E-09
Titanium (Ti	1,55E-11	6,21E-08
Thallium (Tl	7,22E-15	2,89E-11
Tungsten (W	0,00E+00	0,00E+00
Silicon (Si	0,00E+00	0,00E+00
Iron (enter Fe	5,93E-12	2,37E-08
Calcium (Ca	9,23E-11	3,69E-07
Aluminium (Al	3,10E-12	1,24E-08
Potassium (K	0,00E+00	0,00E+00
Magnesium (Mg	1,59E-11	6,35E-08
Sodium (Na	1,88E-09	7,53E-06

EMISIONES GASES RELLENO

Component	Gas emitido directamente mean value kg/kg waste	Gas recuperado

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO				EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS			EMISIONES GASES RELLENO				
Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años		Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subterránea	EMISIONES DE CORTO PLAZO		Gas emitido directamente mean value	Gas recuperado		
			TK gas D*re*%gas (corrected to D*re100%)	TK lixiviado D*re*(1-%gas) (corrected to D*re100%)		Emisiones GAS (kg/kg residuo)	Emisiones LIXIVIADO (kg/kg residuo)			Component kg/kg waste	
O	50,0%	9,71E-01 like C	100,0% like C	48,5%	1,5%	Oxygen (w. O	2,28E-05	4,56E-06	Oxygen (without O from	2,28E-04	5,32E-04
H	0	9,71E-01	100,0%	0,0%	0,0%	Hydrogen (H	0,00E+00	0,00E+00	Hydrogen (without H fro	4,25E-05	9,92E-05
C	0	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	0,0%	0,0%	Carbon (enc	9,74E-04	0,00E+00	Carbon (enter share of b	2,92E-04	6,82E-04
S	50,0%	1,49E-01 adjust	43,8% 0	3,3%	18,6%	Sulfur ... S	3,35E-08	1,83E-06	Sulfur	1,00E-08	2,34E-08
N	0	6,44E-02 Belevi	249,8% 0	0,0%	0,0%	Nitrogen N	4,48E-07	0,00E+00	Nitrogen	3,00E-01	3,14E-07
P	50,0%	0,00E+00 Belevi	5,6% 0	0,0%	0,0%	Phosphor P	0,00E+00	0,00E+00	Phosphor	0,00E+00	0,00E+00
B	0	0,00E+00 likeP	672,9% 0	0,0%	0,0%	Boron B	0,00E+00	0,00E+00	Boron	0,00E+00	0,00E+00
Cl	50,0%	1,38E-02 Belevi	255,4% 0	1,8%	125,9%	Chlorine Cl	7,24E-10	3,53E-05	Chlorine	2,17E-08	5,07E-08
Br	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%	0,0%	Bromium Br	8,89E-08	0,00E+00	Bromium	2,67E-10	6,23E-10
F	0	8,38E-01 Belevi	45,2% 0	0,0%	0,0%	Fluorine F	6,83E-09	0,00E+00	Fluorine	2,05E-09	4,78E-09
I	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%	0,0%	Iodine	0,00E+00	0,00E+00	Iodine	0,00E+00	0,00E+00
Ag	0	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0,0%	0,0%	Silver	0,00E+00	0,00E+00	Silver	0,00E+00	0,00E+00
As	0	1,38E-02 like Cl	18,2% 0	0,0%	0,0%	Arsenic As	5,94E-12	0,00E+00	Arsenic	1,78E-12	4,16E-12
Mn	0	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0,0%	0,0%	Barium Ba	7,73E-11	0,00E+00	Barium	2,32E-11	5,41E-11
Ba	50,0%	6,62E-03 Belevi	17,7% 0	0,1%	8,8%	Cadmium Cd	4,51E-11	4,41E-09	Cadmium	1,35E-11	3,16E-11
Cd	0	2,50E-04 like Fe	32,2% 0	0,0%	0,0%	Cobalt Co	6,84E-13	0,00E+00	Cobalt	2,05E-13	4,79E-13
Co	50,0%	2,50E-04 like Fe	1,1% 0	0,0%	0,6%	Chromium Cr	4,31E-14	8,82E-08	Chromium	1,29E-14	3,02E-14
Cu	50,0%	2,86E-04 Belevi	0,5% 0	0,0%	0,2%	Copper Cu	7,28E-14	4,29E-07	Copper	2,19E-14	5,10E-14
Hg	0	2,86E-01 Belevi	9,6% 0	0,0%	0,0%	Mercury Hg	2,28E-12	0,00E+00	Mercury	6,85E-13	1,60E-12
Mi	50,0%	2,50E-04 like Fe	114,6% 0	0,0%	57,3%	Manganese Mn	1,06E-11	1,77E-05	Manganese	3,19E-12	7,44E-12
Mo	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%	Molybden Mo	0,00E+00	0,00E+00	Molybdenum	0,00E+00	0,00E+00
Ni	50,0%	2,50E-04 like Fe	5,8% 0	0,0%	2,9%	Nickel Ni	3,14E-14	3,94E-07	Nickel	9,42E-15	2,20E-14
Pb	50,0%	3,33E-04 Belevi	0,6% 0	0,0%	0,3%	Lead Pb	6,52E-14	1,47E-08	Lead	1,96E-14	4,56E-14
Sb	50,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% 0	0,0%	5,3%	Antimony Sb	1,14E-12	1,43E-07	Antimony	3,42E-13	7,97E-13
Se	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%	Selenium Se	6,87E-14	0,00E+00	Selenium	2,06E-14	4,81E-14
Sn	50,0%	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0,0%	0,3%	Tin Sn	6,96E-15	2,55E-08	Tin	2,09E-15	4,87E-15
V	50,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	5,3%	Vanadium V	6,92E-11	1,70E-07	Vanadium	2,08E-11	4,85E-11
Zn	50,0%	2,22E-04 Belevi	4,7% 0	0,0%	2,4%	Zinc Zn	4,10E-12	6,43E-08	Zinc	1,23E-12	2,87E-12
Be	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%	Beryllium Be	9,02E-15	0,00E+00	Beryllium	2,71E-15	6,32E-15
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0,0%	0,0%	Scandium Sc	0,00E+00	0,00E+00	Scandium	0,00E+00	0,00E+00
Sr	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%	Strontium Sr	1,60E-12	0,00E+00	Strontium	4,79E-13	1,12E-12
Ti	0	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0,0%	0,0%	Titanium Ti	1,55E-11	0,00E+00	Titanium	4,65E-12	1,09E-11
Tl	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%	Thallium Tl	7,22E-15	0,00E+00	Thallium	2,17E-15	5,05E-15
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%	Tungsten W	0,00E+00	0,00E+00	Tungsten	0,00E+00	0,00E+00
Si	50,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	0,0%	Silicon Si	0,00E+00	0,00E+00	Silicon	0,00E+00	0,00E+00
Fe	50,0%	2,50E-04 Belevi	1,4% 0	0,0%	0,7%	Iron (enter Fe	5,93E-12	7,22E-05	Iron	1,78E-12	4,15E-12
Ca	0	2,50E-04 like Fe	13,0% 0	0,0%	0,0%	Calcium Ca	9,23E-11	0,00E+00	Calcium	2,77E-11	6,46E-11
Al	50,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	2,5%	Aluminium Al	3,10E-12	9,78E-05	Aluminium	9,31E-13	2,17E-12
K	0	2,50E-04 like Fe	73,1% 0	0,0%	0,0%	Potassium K	0,00E+00	0,00E+00	Potassium	0,00E+00	0,00E+00
Mg	0	2,50E-04 like Fe	61,7% 0	0,0%	0,0%	Magnesium Mg	1,59E-11	0,00E+00	Magnesium	4,76E-12	1,11E-11
Na	0	2,50E-04 like Fe	413,9% 0	0,0%	0,0%	Sodium Na	1,88E-09	0,00E+00	Sodium	5,65E-10	1,32E-09

ANEXO 8: Inventario Emisiones Líquidas y Gaseosas Vidrio

INVENTARIO DE EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

Componente	Formula	Unidad	VIDRIO																		VIDRIO 2,00%	Composición específica residuos Total composición elemental (kg/kg residuo)	Fracción Degradada en el relleno 100 años			
			0,63%	2,71%	6,31%	4,14%	8,32%	2,85%	1,55%	0,33%	1,99%	0,18%	1,26%	2,00%	5,22%	1,30%	1,83%	4,72%	50,40%	2,59%				1,29%	0,38%	
			Papel	Periódico	Mezcla Papel	Cartón	PE	PP	PS	PVC	PET	Mezcla Plásticos	Goma & Cuero	Vidrio	Textil	Madera	Residuos peligrosos	Pañales y apósitos	Residuos Compostables	Aridos	Hierro	Aluminio				
Upper heating value	Ho	MJ/kg	1,53E+01	1,52E+01	1,66E+01	1,79E+01	4,28E+01	3,62E+01	3,89E+01	2,17E+01	2,31E+01	3,41E+01	2,93E+01	0,00E+00	1,60E+01	1,54E+01		3,85E+00	5,72E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		9,81E+03		
Lower heating value	Hu	MJ/kg	1,42E+01	1,41E+01	1,41E+01	1,59E+01	4,25E+01	3,28E+01	3,87E+01	2,15E+01	2,29E+01	3,08E+01	2,72E+01	0,00E+00	1,45E+01	1,40E+01		1,70E+01	4,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		9,81E+03		
Oxygen (without O fr O		kg/kg residuo	4,61E-01	3,87E-01	3,79E-01	3,93E-01	3,84E-02	3,25E-02	3,89E-02	1,69E-02	3,69E-01	7,37E-02	0,00E+00	4,90E-01	2,91E-01	3,72E-01	4,00E-02		7,88E-02	1,26E-01	6,73E-01	1,21E-01	0,00E+00		4,90E-03	
Hydrogen (without H H		kg/kg residuo	4,90E-02	5,39E-02	5,39E-02	5,78E-02	1,22E-01	1,03E-01	7,80E-02	5,49E-02	6,34E-02	1,06E-01	1,07E-01	0,00E+00	5,02E-02	5,02E-02	6,10E-02		1,23E-02	2,00E-02	6,67E-02	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Carbon (enter share C		kg/kg residuo	3,86E-01	4,08E-01	4,04E-01	4,33E-01	8,22E-01	6,94E-01	8,68E-01	4,41E-01	5,54E-01	6,34E-01	8,54E-01	0,00E+00	3,72E-01	4,01E-01	4,16E-01		9,06E-02	2,00E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Sulfur	S	kg/kg residuo	6,60E-04	1,63E-03	1,41E-03	1,78E-03	4,27E-04	3,60E-04	6,79E-04	1,06E-03	1,48E-04	1,41E-03	3,70E-03	2,40E-03	2,80E-03	1,26E-04	3,20E-02		1,60E-04	1,50E-03	4,94E-03	7,60E-04	0,00E+00		4,80E-05	
Nitrogen	N	kg/kg residuo	9,43E-04	6,78E-04	3,76E-03	2,58E-03	1,30E-03	1,10E-03	1,94E-03	1,06E-03	6,46E-03	6,11E-03	0,00E+00	0,00E+00	3,11E-02	9,87E-04	7,40E-03		3,60E-04	4,40E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		2,40E-05	
Phosphor	P	kg/kg residuo	1,23E-04	1,22E-05	1,13E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,09E-04	2,20E-03		1,85E-05	1,13E-03	2,32E-04	8,00E-04	0,00E+00		0,00E+00	
Boron	B	kg/kg residuo	1,89E-05	0,00E+00	1,72E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,11E-06	7,00E-06		2,84E-06	1,02E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Chlorine	Cl	kg/kg residuo	1,89E-04	1,34E-03	1,84E-03	7,17E-03	1,46E-03	1,23E-03	1,13E-03	4,75E-01	7,89E-04	1,81E-02	2,00E-02	2,00E-04	2,70E-03	3,31E-04	1,04E-01		9,36E-03	4,00E-03	0,00E+00	7,50E-04	4,83E-03		4,00E-06	
Bromium	Br	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,59E-06	8,10E-06	8,82E-04	7,38E-05	6,90E-05	6,53E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		3,75E-06	6,00E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		2,00E-06	
Fluorine	F	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	1,95E-05	0,00E+00	1,44E-05	1,21E-05	1,42E-05	1,55E-05	1,18E-05	1,37E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,11E-05	3,70E-03		7,00E-07	2,00E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Iodine	I	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		5,50E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Silver	Ag	kg/kg residuo	0,00E+00	4,77E-07	4,77E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Arsenic	As	kg/kg residuo	0,00E+00	2,05E-06	2,05E-06	1,17E-06	1,87E-06	1,54E-06	1,84E-06	2,00E-06	1,87E-06	1,77E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,22E-07	0,00E+00		0,00E+00	2,00E-06	3,40E-06	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Barium	Ba	kg/kg residuo	2,83E-05	1,36E-05	1,14E-04	5,73E-05	2,40E-04	2,02E-04	1,81E-04	1,97E-04	4,93E-05	1,74E-04	0,00E+00	2,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		4,23E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		4,00E-05	
Cadmium	Cd	kg/kg residuo	9,43E-08	1,39E-07	1,66E-06	9,33E-07	3,39E-05	2,87E-05	2,33E-05	2,75E-06	3,25E-06	7,58E-05	8,00E-06	0,00E+00	0,00E+00	2,01E-07	3,70E-07		8,87E-07	1,38E-07	6,07E-07	3,00E-06	3,00E-06		0,00E+00	
Cobalt	Co	kg/kg residuo	0,00E+00	9,13E-07	7,36E-07	9,18E-07	1,68E-06	1,42E-06	3,06E-05	3,33E-05	3,11E-05	2,95E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,68E-08	7,40E-05		0,00E+00	5,00E-06	1,76E-06	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Chromium	Cr	kg/kg residuo	3,20E-05	1,03E-05	1,45E-05	9,24E-06	1,25E-05	1,05E-05	3,96E-05	4,31E-05	5,42E-06	3,81E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,58E-07	1,24E-04		7,30E-06	8,00E-06	2,14E-05	1,20E-03	0,00E+00		0,00E+00	
Copper	Cu	kg/kg residuo	2,83E-05	3,00E-05	6,09E-05	3,51E-05	4,14E-05	3,49E-05	1,08E-04	2,82E-05	1,18E-05	2,96E-04	0,00E+00	1,00E-05	0,00E+00	4,15E-06	2,67E-04		6,12E-06	1,80E-05	3,86E-06	1,36E-02	8,50E-06		2,00E-07	
Mercury	Hg	kg/kg residuo	2,83E-08	8,18E-08	1,39E-07	3,01E-07	4,79E-08	4,05E-08	8,23E-07	8,86E-07	8,87E-08	7,92E-07	1,00E-09	0,00E+00	0,00E+00	3,20E-07	7,40E-07		2,92E-08	7,00E-08	1,71E-08	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Manganese	Mn	kg/kg residuo	4,71E-05	4,68E-05	4,02E-05	9,52E-05	3,00E-05	2,54E-05	7,75E-05	8,43E-05	1,77E-05	7,46E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,31E-05	0,00E+00		7,07E-06	4,30E-06	1,90E-04	2,40E-03	0,00E+00		0,00E+00	
Molybdenum	Mo	kg/kg residuo	5,00E-06	0,00E+00	4,30E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,30E-07	0,00E+00		7,50E-07	4,00E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Nickel	Ni	kg/kg residuo	9,43E-06	2,32E-06	9,44E-06	1,06E-05	9,59E-07	8,10E-07	2,00E-05	2,17E-05	3,94E-06	1,92E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,56E-07	1,27E-04		5,42E-06	1,65E-05	1,05E-03	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Lead	Pb	kg/kg residuo	4,71E-05	9,03E-05	8,04E-05	2,90E-05	2,26E-05	1,91E-05	1,49E-05	1,60E-05	5,52E-06	4,36E-04	7,00E-05	1,00E-05	0,00E+00	2,79E-05	2,97E-04		1,28E-05	1,86E-05	2,94E-05	3,80E-04	2,55E-05		2,00E-07	
Antimony	Sb	kg/kg residuo	5,00E-06	0,00E+00	7,09E-07	4,60E-09	1,01E-05	8,50E-06	4,17E-05	4,53E-05	1,59E-04	4,01E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		1,75E-06	0,00E+00	8,81E-08	2,10E-04	0,00E+00		0,00E+00	
Selenium	Se	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	2,58E-06	3,11E-06	2,01E-06	1,70E-06	2,04E-06	2,22E-06	2,07E-06	1,96E-06	0,00E+00	3,00E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	5,00E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		6,00E-08	
Tin	Sn	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,75E-06	3,81E-06	3,22E-06	2,54E-05	3,91E-04	9,86E-07	2,45E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	8,00E-06	1,33E-06	6,70E-04	0,00E+00		0,00E+00	
Vanadium	V	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,21E-03	1,86E-03	2,79E-04	3,04E-04	1,28E-03	2,69E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	3,00E-06	2,31E-05	2,50E-04	0,00E+00		0,00E+00	
Zinc	Zn	kg/kg residuo	9,43E-05	5,56E-05	1,25E-04	6,33E-05	3,42E-04	2,89E-04	8,35E-04	5,98E-05	6,87E-05	5,22E-04	1,60E-02	4,00E-06	0,00E+00	1,78E-05	2,38E-03		3,06E-05	5,82E-05	8,05E-05	2,02E-04	2,90E-05		8,00E-08	
Beryllium	Be	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	9,74E-07	1,13E-06	4,79E-07	4,05E-07	4,85E-07	5,27E-07	4,93E-07	4,67E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Scandium	Sc	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Strontium	Sr	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	5,83E-05	4,50E-05	8,49E-05	7,17E-05	8,58E-05	9,34E-05	8,72E-05	8,26E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Titanium	Ti	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	1,72E-04	0,00E+00	9,59E-04	8,10E-04	9,69E-04	1,05E-03	9,86E-04	9,33E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	
Thallium	Tl	kg/kg residuo	0,00E+00	0,00E+00	1,72E-06	0,00E+00																				

VIDRIO				$TK_{gas} = D * r_g * gas\%$			EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS			EMISIONES GASES RELLENO		
COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO				100 años			Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subteranea					
Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	TK gas D*re*%gas (corrected to D*re<100%	TK lixiviado D*re*(1-%gas) corrected to D*re<100%	Emisiones GAS (kg/kg residuo)	Emisiones LIXIVIADO (kg/kg residuo)	Component	Gas emitido directamente mean value kg/kg waste	Gas recuperado			
O	50,0%	9,71E-01 like C	100,0% like C	48,5%	1,43E-04	2,86E-05	Oxygen (without O from	1,43E-03	3,33E-03			
H	0	9,71E-01	100,0%	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Hydrogen (without H fro	0,00E+00	0,00E+00			
C	0	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	0,0%	0,00E+00	0,00E+00	Carbon (enter share of b	0,00E+00	0,00E+00			
S	50,0%	1,49E-01 adjust	43,8%	0	3,3%	18,6%	Sulfur	4,70E-07	1,10E-06			
N	0	6,44E-02 Belevi	249,8%	0	0,0%	0,0%	Nitrogen	0,00E+00	0,00E+00			
P	0	0,00E+00 Belevi	5,6%	0	0,0%	0,0%	Phosphor	0,00E+00	0,00E+00			
B	0	0,00E+00 likeP	672,9%	0	0,0%	0,0%	Boron	0,00E+00	0,00E+00			
Cl	50,0%	1,38E-02 Belevi	255,4%	0	1,8%	125,9%	Chlorine	2,12E-08	4,94E-08			
Br	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0	0,0%	0,0%	Bromium	0,00E+00	0,00E+00			
F	0	8,38E-01 Belevi	45,2%	0	0,0%	0,0%	Fluorine	0,00E+00	0,00E+00			
I	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0	0,0%	0,0%	Iodine	0,00E+00	0,00E+00			
Ag	0	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0	0,0%	0,0%	Silver	0,00E+00	0,00E+00			
As	0	1,38E-02 like Cl	18,2%	0	0,0%	0,0%	Arsenic	0,00E+00	0,00E+00			
Ba	50,0%	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0	0,0%	57,3%	Barium	1,72E-09	4,01E-09			
Cd	0	6,62E-03 Belevi	17,7%	0	0,0%	0,0%	Cadmium	0,00E+00	0,00E+00			
Co	0	2,50E-04 like Fe	32,2%	0	0,0%	0,0%	Cobalt	0,00E+00	0,00E+00			
Cr	0	2,50E-04 like Fe	1,1%	0	0,0%	0,0%	Chromium	0,00E+00	0,00E+00			
Cu	50,0%	2,86E-04 Belevi	0,5%	0	0,0%	0,2%	Copper	4,20E-14	9,79E-14			
Hg	0	2,86E-01 Belevi	9,6%	0	0,0%	0,0%	Mercury	0,00E+00	0,00E+00			
Mn	0	2,50E-04 like Fe	114,6%	0	0,0%	0,0%	Manganese	0,00E+00	0,00E+00			
Mo	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0	0,0%	0,0%	Molybdenum	0,00E+00	0,00E+00			
Ni	50,0%	3,33E-04 Belevi	5,8%	0	0,0%	0,3%	Nickel	5,89E-14	1,37E-13			
Pb	0	2,50E-04 like Fe	10,5%	0	0,0%	0,0%	Lead	5,89E-14	1,37E-13			
Sb	0	2,50E-04 like Fe	10,5%	0	0,0%	0,0%	Antimony	0,00E+00	0,00E+00			
Se	50,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0	0,0%	5,3%	Selenium	2,37E-13	5,54E-13			
Sn	0	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0	0,0%	0,0%	Tin	0,00E+00	0,00E+00			
V	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0	0,0%	0,0%	Vanadium	0,00E+00	0,00E+00			
Zn	50,0%	2,22E-04 Belevi	4,7%	0	0,0%	2,4%	Zinc	1,26E-13	2,95E-13			
Be	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0	0,0%	0,0%	Beryllium	0,00E+00	0,00E+00			
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0	0,0%	0,0%	Scandium	0,00E+00	0,00E+00			
Sr	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0	0,0%	0,0%	Strontium	0,00E+00	0,00E+00			
Ti	0	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0	0,0%	0,0%	Titanium	0,00E+00	0,00E+00			
Tl	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0	0,0%	0,0%	Thallium	0,00E+00	0,00E+00			
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0	0,0%	0,0%	Tungsten	0,00E+00	0,00E+00			
Si	50,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0	0,0%	2,5%	Silicon	1,27E-08	2,96E-08			
Fe	50,0%	2,50E-04 Belevi	1,4%	0	0,0%	0,7%	Iron (enter Fe	1,03E-11	2,40E-11			
Ca	50,0%	2,50E-04 like Fe	13,0%	0	0,0%	6,5%	Calcium	4,10E-09	9,57E-09			
Al	50,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0	0,0%	2,5%	Aluminium	2,96E-10	6,91E-10			
K	50,0%	2,50E-04 like Fe	73,1%	0	0,0%	36,6%	Potassium	1,10E-10	2,56E-10			
Mg	50,0%	2,50E-04 like Fe	61,7%	0	0,0%	30,9%	Magnesium	1,25E-09	2,92E-09			
Na	50,0%	2,50E-04 like Fe	413,9%	0	0,1%	206,9%	Sodium	3,51E-07	8,20E-07			

VARIOS POTENCIALMENTE INCINERABLES

$$TK_{gas} = D + r_g \cdot gas\%$$

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO

	Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años	
				TK gas D*re*%gas (corrected to D*re<100%	TK lixiviado D*re*(1-%gas) (corrected to D*re<100%
O	27,0%	9,71E-01 like C	100,0% like C	26,2%	0,8%
H	27,0%	9,71E-01	100,0%	26,2%	0,8%
C	27,0%	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	26,2%	0,8%
S	27,0%	1,49E-01 adjust	43,8% 0	1,8%	10,1%
N	27,0%	6,44E-02 Belevi	249,8% 0	4,3%	63,1%
P	27,0%	0,00E+00 Belevi	5,6% 0	0,0%	1,5%
B	27,0%	0,00E+00 likeP	672,9% 0	0,0%	181,7%
Cl	27,0%	1,38E-02 Belevi	255,4% 0	1,0%	68,0%
Br	27,0%	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	1,0%	68,0%
F	27,0%	8,38E-01 Belevi	45,2% 0	10,2%	2,0%
I	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%	0,0%
Ag	0	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0,0%	0,0%
As	0	1,38E-02 like Cl	18,2% 0	0,0%	0,0%
Ba	27,0%	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0,0%	30,9%
Cd	27,0%	6,62E-03 Belevi	17,7% 0	0,0%	4,8%
Co	0	2,50E-04 like Fe	32,2% 0	0,0%	0,0%
Cr	27,0%	2,50E-04 like Fe	1,1% 0	0,0%	0,3%
Cu	27,0%	2,86E-04 Belevi	0,5% 0	0,0%	0,1%
Hg	27,0%	2,86E-01 Belevi	9,6% 0	0,7%	1,8%
Mn	27,0%	2,50E-04 like Fe	114,6% 0	0,0%	30,9%
Mo	27,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	2,8%
Ni	27,0%	2,50E-04 like Fe	5,8% 0	0,0%	1,6%
Pb	27,0%	3,33E-04 Belevi	0,6% 0	0,0%	0,2%
Sb	27,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% 0	0,0%	2,8%
Se	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Sn	0	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0,0%	0,0%
V	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Zn	27,0%	2,22E-04 Belevi	4,7% 0	0,0%	1,3%
Be	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0,0%	0,0%
Sr	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%
Ti	0	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0,0%	0,0%
Tl	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Si	27,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	1,3%
Fe	27,0%	2,50E-04 Belevi	1,4% 0	0,0%	0,4%
Ca	27,0%	2,50E-04 like Fe	13,0% 0	0,0%	3,5%
Al	27,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	1,3%
K	27,0%	2,50E-04 like Fe	73,1% 0	0,0%	19,7%
Mg	27,0%	2,50E-04 like Fe	61,7% 0	0,0%	16,7%
Na	27,0%	2,50E-04 like Fe	413,9% 0	0,0%	111,7%

EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

GAS	EMISIONES DE CORTO PLAZO		Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subteranea
	Emisiones	Emisiones	
	(kg/kg residuo)	LIXIVIADO (kg/kg residuo)	
Oxygen (w.O	4,96E-03	1,49E-04	2,97E-05
Hydrogen (H	1,19E-03	3,58E-05	7,15E-06
Carbon (enc	9,03E-03	2,71E-04	5,42E-05
Sulfur (S	3,53E-06	2,01E-05	4,03E-06
Nitrogen (N	7,12E-05	1,04E-03	2,07E-04
Phosphor (P	0,00E+00	1,31E-08	2,63E-09
Boron (B	0,00E+00	2,43E-07	4,86E-08
Chlorine (Cl	7,96E-06	5,67E-04	1,13E-04
Bromium (Br	1,69E-09	1,20E-07	2,41E-08
Fluorine (F	3,38E-09	6,55E-10	1,31E-10
Iodine (I	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silver (Ag	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Arsenic (As	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Barium (Ba	1,55E-11	6,20E-08	1,24E-08
Cadmium (Cd	4,52E-11	6,78E-09	1,36E-09
Cobalt (Co	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Chromium (Cr	2,65E-13	1,06E-09	2,12E-10
Copper (Cu	1,09E-13	3,82E-10	7,63E-11
Mercury (Hg	1,03E-11	2,58E-11	5,15E-12
Manganese (Mn	2,58E-11	1,03E-07	2,06E-08
Molybden (Mo	2,52E-13	1,01E-09	2,02E-10
Nickel (Ni	4,29E-13	1,71E-09	3,43E-10
Lead (Pb	7,89E-13	2,37E-09	4,73E-10
Antimony (Sb	5,88E-13	2,35E-09	4,70E-10
Selenium (Se	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Tin (Sn	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Vanadium (V	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Zinc (Zn	5,77E-10	2,60E-06	5,19E-07
Beryllium (Be	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scandium (Sc	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Strontium (Sr	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Titanium (Ti	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Thallium (Tl	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Tungsten (W	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicon (Si	5,02E-10	2,01E-06	4,01E-07
Iron (enter Fe	1,29E-11	5,15E-08	1,03E-08
Calcium (Ca	2,35E-10	9,38E-07	1,88E-07
Aluminium (Al	2,95E-10	1,18E-06	2,36E-07
Potassium (K	3,29E-10	1,32E-06	2,64E-07
Magnesium (Mg	1,39E-09	5,56E-06	1,11E-06
Sodium (Na	1,31E-09	5,22E-06	1,04E-06

EMISIONES GASES RELLENO

Component	Gas emitido directamente mean value kg/kg waste		Gas recuperado
	Gas emitido directamente mean value kg/kg waste	Gas recuperado	
Oxygen (without O from	1,49E-03		3,47E-03
Hydrogen (without H fro	3,58E-04		8,34E-04
Carbon (enter share of b	2,71E-03		6,32E-03
Sulfur	1,06E-06		2,47E-06
Nitrogen	2,14E-05		4,99E-05
Phosphor	0,00E+00		0,00E+00
Boron	0,00E+00		0,00E+00
Chlorine	2,39E-06		5,57E-06
Bromium	5,06E-10		1,18E-09
Fluorine	1,01E-09		2,36E-09
Iodine	0,00E+00		0,00E+00
Silver	0,00E+00		0,00E+00
Arsenic	0,00E+00		0,00E+00
Barium	4,65E-12		1,08E-11
Cadmium	1,36E-11		3,16E-11
Cobalt	0,00E+00		0,00E+00
Chromium	7,95E-14		1,86E-13
Copper	3,27E-14		7,63E-14
Mercury	3,09E-12		7,21E-12
Manganese	7,73E-12		1,80E-11
Molybdenum	7,56E-14		1,76E-13
Nickel	1,29E-13		3,00E-13
Lead	2,37E-13		5,52E-13
Antimony	1,76E-13		4,12E-13
Selenium	0,00E+00		0,00E+00
Tin	0,00E+00		0,00E+00
Vanadium	0,00E+00		0,00E+00
Zinc	1,73E-10		4,04E-10
Beryllium	0,00E+00		0,00E+00
Scandium	0,00E+00		0,00E+00
Strontium	0,00E+00		0,00E+00
Titanium	0,00E+00		0,00E+00
Thallium	0,00E+00		0,00E+00
Tungsten	0,00E+00		0,00E+00
Silicon	1,51E-10		3,51E-10
Iron	3,86E-12		9,01E-12
Calcium	7,04E-11		1,64E-10
Aluminium	8,86E-11		2,07E-10
Potassium	9,88E-11		2,31E-10
Magnesium	4,17E-10		9,72E-10
Sodium	3,92E-10		9,14E-10

VARIOS NO INCINERABLES

$$TK_{gase} = D + r_g \times gas\%$$

COEFICIENTES DE TRANSFERENCIA: GAS - LIXIVIADO

Tasa elemental de degradación D	% Gas emitido en forma de gas	Factor de liberación (re) % del material degradado que es emitido	100 años		
			TK gas D*re*%gas (corrected to D*re<100%	TK lixiviado D*re*(1-%gas) (corrected to D*re<100%	
O	0,0%	9,71E-01 like C	100,0% like C	0,0%	0,0%
H	0,4%	9,71E-01	100,0%	0,4%	0,0%
C	1,0%	9,71E-01 Belevi	100,0% set to 10	1,0%	0,0%
S	0,8%	1,49E-01 adjust	43,8% 0	0,1%	0,3%
N	1,0%	6,44E-02 Belevi	249,8% 0	0,2%	2,3%
P	0,9%	0,00E+00 Belevi	5,6% 0	0,0%	0,0%
B	1,0%	0,00E+00 likeP	672,9% 0	0,0%	6,7%
Cl	1,0%	1,38E-02 Belevi	255,4% 0	0,0%	2,5%
Br	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%	0,0%
F	1,0%	8,38E-01 Belevi	45,2% 0	0,4%	0,1%
I	0	1,38E-02 like Cl	255,4% like Cl	0,0%	0,0%
Ag	0	2,86E-04 like Cu	0,5% like Cu	0,0%	0,0%
As	0,0%	1,38E-02 like Cl	18,2% 0	0,0%	0,0%
Ba	0	2,50E-04 like Fe	114,6% like Mn	0,0%	0,0%
Cd	0,3%	6,62E-03 Belevi	17,7% 0	0,0%	0,1%
Co	1,0%	2,50E-04 like Fe	32,2% 0	0,0%	0,3%
Cr	0,8%	2,50E-04 like Fe	1,1% 0	0,0%	0,0%
Cu	1,0%	2,86E-04 Belevi	0,5% 0	0,0%	0,0%
Hg	1,0%	2,86E-01 Belevi	9,6% 0	0,0%	0,1%
Mn	0,0%	2,50E-04 like Fe	114,6% 0	0,0%	0,0%
Mo	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Ni	0,8%	2,50E-04 like Fe	5,8% 0	0,0%	0,0%
Pb	0,9%	3,33E-04 Belevi	0,6% 0	0,0%	0,0%
Sb	0,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% 0	0,0%	0,0%
Se	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Sn	0,0%	2,50E-04 like Fe	0,6% like Pb	0,0%	0,0%
V	0,0%	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Zn	1,0%	2,22E-04 Belevi	4,7% 0	0,0%	0,0%
Be	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%
Sc	0	2,50E-04 like Fe	9,0% mean of	0,0%	0,0%
Sr	0	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%
Ti	0	2,50E-04 like Fe	5,0% like Al	0,0%	0,0%
Tl	0,0%	2,50E-04 like Fe	5,8% like Ni	0,0%	0,0%
W	0	2,50E-04 like Fe	10,5% like Sb (0,0%	0,0%
Si	0,6%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	0,0%
Fe	0,0%	2,50E-04 Belevi	1,4% 0	0,0%	0,0%
Ca	0,0%	2,50E-04 like Fe	13,0% 0	0,0%	0,0%
Al	0,0%	2,50E-04 like Fe	5,0% estimat	0,0%	0,0%
K	0	2,50E-04 like Fe	73,1% 0	0,0%	0,0%
Mg	0	2,50E-04 like Fe	61,7% 0	0,0%	0,0%
Na	0,0%	2,50E-04 like Fe	413,9% 0	0,0%	0,0%

EMISIONES LIQUIDAS Y GASEOSAS

EMISIONES DE CORTO PLAZO		Se asume que en 100 años el 20% del lixiviado no es capturado y llega al agua subteranea	
Emisiones GAS (kg/kg residuo)	Emisiones LIXIVIADO (kg/kg residuo)		
Oxygen (w.O)	7,11E-06	2,13E-07	4,26E-08
Hydrogen (H)	1,08E-05	3,25E-07	6,50E-08
Carbon (enc)	7,39E-05	2,22E-06	4,43E-07
Sulfur (S)	3,82E-07	2,18E-06	4,36E-07
Nitrogen (N)	2,18E-07	3,16E-06	6,33E-07
Phosphor (P)	0,00E+00	2,25E-08	4,50E-09
Boron (B)	0,00E+00	8,62E-09	1,72E-09
Chlorine (Cl)	6,72E-07	4,79E-05	9,59E-06
Bromium (Br)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Fluorine (F)	2,56E-07	4,97E-08	9,95E-09
Iodine (I)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silver (Ag)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Arsenic (As)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Barium (Ba)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Cadmium (Cd)	7,94E-14	1,19E-11	2,38E-12
Cobalt (Co)	1,09E-12	4,35E-09	8,71E-10
Chromium (Cr)	6,46E-14	2,59E-10	5,17E-11
Copper (Cu)	6,85E-14	2,40E-10	4,79E-11
Mercury (Hg)	3,71E-12	9,28E-12	1,86E-12
Manganese (Mn)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Molybden (Mo)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Nickel (Ni)	3,37E-13	1,35E-09	2,70E-10
Lead (Pb)	1,07E-13	3,20E-10	6,40E-11
Antimony (Sb)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Selenium (Se)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Tin (Sn)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Vanadium (V)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Zinc (Zn)	4,58E-12	2,06E-08	4,12E-09
Beryllium (Be)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Scandium (Sc)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Strontium (Sr)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Titanium (Ti)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Thallium (Tl)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Tungsten (W)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silicon (Si)	1,84E-10	7,36E-07	1,47E-07
Iron (enter Fe)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Calcium (Ca)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Aluminium (Al)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Potassium (K)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Magnesium (Mg)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Sodium (Na)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

EMISIONES GASES RELLENO

Component	Gas emitido directamente mean value kg/kg waste	Gas recuperado
Carbon (enter share of b	3,25E-06	7,59E-06
Sulfur	2,22E-05	5,17E-05
Nitrogen	1,15E-07	2,67E-07
Phosphor	6,53E-08	1,52E-07
Boron	0,00E+00	0,00E+00
Chlorine	0,00E+00	0,00E+00
Bromium	2,02E-07	4,70E-07
Fluorine	0,00E+00	0,00E+00
Iodine	7,69E-08	1,79E-07
Silver	0,00E+00	0,00E+00
Arsenic	0,00E+00	0,00E+00
Barium	0,00E+00	0,00E+00
Cadmium	0,00E+00	0,00E+00
Cobalt	2,38E-14	5,56E-14
Chromium	0,00E+00	0,00E+00
Copper	3,26E-13	7,62E-13
Mercury	1,94E-14	4,52E-14
Manganese	2,05E-14	4,79E-14
Molybdenum	1,11E-12	2,60E-12
Nickel	0,00E+00	0,00E+00
Lead	0,00E+00	0,00E+00
Antimony	3,20E-14	7,46E-14
Selenium	0,00E+00	0,00E+00
Tin	0,00E+00	0,00E+00
Vanadium	0,00E+00	0,00E+00
Zinc	0,00E+00	0,00E+00
Beryllium	1,37E-12	3,21E-12
Scandium	0,00E+00	0,00E+00
Strontium	0,00E+00	0,00E+00
Titanium	0,00E+00	0,00E+00
Thallium	0,00E+00	0,00E+00
Tungsten	0,00E+00	0,00E+00
Silicon	5,52E-11	1,29E-10
Iron	0,00E+00	0,00E+00
Calcium	0,00E+00	0,00E+00
Aluminium	0,00E+00	0,00E+00
Potassium	0,00E+00	0,00E+00
Magnesium	0,00E+00	0,00E+00
Sodium	0,00E+00	0,00E+00