

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS  
INDUSTRIALES Y DE TELECOMUNICACIÓN

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



*Trabajo Fin de Carrera*

**Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida  
(EICV) de las alternativas de tratamiento  
de escorias y cenizas de una planta  
incineradora de Residuos Sólidos  
Urbanos (RSU)**

**Life Cycle Impact Assessment (LCIA) of different  
alternatives of slag and ash from a Municipal Solid  
Waste (MSW) incineration plant.**

Para acceder al Título de  
**INGENIERO QUIMICO**

**Autora: Diana Cubillas Preciados**

**Julio - 2013**



## **AGRADECIMIENTOS**

La autora de este trabajo quiere agradecer la oportunidad que le ha brindado el D. Rubén Aldaco permitiéndola desarrollar el Proyecto Fin de Carrera en el marco del proyecto FENIX- Giving Packaging a New Life. El proyecto FENIX se ha desarrollado durante 3 años, desde su comienzo en Enero de 2010 hasta este año, habiéndose financiado por el Programa LIFE+ de la Unión Europea. El objetivo principal de este proyecto ha sido la de ayudar a los municipios y otras agrupaciones de España y Portugal para realizar una gestión de los residuos de envase más sostenible, siempre de acuerdo con los principios de la política europea en materia de gestión de residuos. Para alcanzar este objetivo se ha creado una herramienta informática flexible y fácil de utilizar de manera que los municipios puedan obtener resultados de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de la gestión de residuos de envase, en los que se integran aspectos de tipo ambiental, económico y social.

## **GLOSARIO**

- AAI Autorización Ambiental Integrada
- ACV Análisis de Ciclo de Vida
- AEMA Agencia Europea de Medio Ambiente
- AEVERSU Asociación Española de Valorización Energética de Residuos Sólidos Urbanos
- BREF/MTD Referencia de las Mejores Técnicas Disponibles (Best Available Techniques)
- CDR Fracción de Combustible Derivado del rechazo
- ECOEMBES Ecoembalajes de España S.A.
- ECOINVENT Centro Suizo de Inventarios de Ciclo de Vida (Swiss Centre of Life Cycle Inventories)
- EICV Evaluación de impacto de Análisis de Ciclo de Vida
- EUROSTAT Agencia Europea de Estadística
- GTA Grupo de turboalternadores
- ICV Inventario de Ciclo de Vida
- INE Instituto Nacional de Estadística
- OCDE Organización para la Cooperación y el Desarrollo económico
- PRTR Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes
- RSU Residuo Sólido Urbano
- SCR Sistema de Reducción Selectiva Catalítica



# Índice



## **ÍNDICE**

A. <b><u>PLANTEAMIENTO</u></b> .....	5
A.1. La problemática de los RSU y la situación actual.....	6
A.2. La incineración de los Residuos Sólidos Urbanos.....	9
A.2.1. El proceso de incineración.....	12
A.2.2. Alternativas de tratamiento de los residuos sólidos de una incineradora: las escorias y las cenizas.....	18
A.2.2.1. El tratamiento y uso de las escorias.....	19
A.2.2.2. El tratamiento y uso de las cenizas.....	21
A.3. Análisis de Ciclo de Vida (ACV).....	25
A.3.1. Definición del objetivo y alcance del Análisis de Ciclo de Vida... 26	
A.3.2. Análisis del inventario del Análisis de Ciclo de Vida.....	27
A.3.3. Evaluación de impacto del Análisis de Ciclo de Vid (EICV).....	28
A.3.3.1. Los indicadores ambientales.....	29
a) CML 2001.....	30
b) El eco-indicador 99.....	30
c) The Sustainability Metrics.....	31
d) Otros indicadores utilizados.....	32
A.3.4. Interpretación del análisis de Ciclo de Vida.....	34
A.4. ACV aplicado a la gestión de residuos.....	34
A.5. Antecedentes y objetivos.....	35
B. <b><u>DESARROLLO</u></b> .....	38
B.1. Centro Integral de Valorización de Residuos del Maresme.....	39
B.2. Aplicación de la metodología del análisis de Ciclo de Vida.....	42
B.2.1. Definición del objetivo y alcance.....	42
B.2.2. Inventario de Ciclo de Vida (ICV).....	50
B.2.3. Evaluación del impacto de Ciclo de Vida (EICV).....	53
B.2.4. Interpretación de los resultados de análisis de Ciclo de Vida.....	54
a) Escenario 1: Caso base de incineración con separación magnética de escorias y estabilización de cenizas.....	54



b) Escenario 2: Utilización de cenizas procedentes de incineración de RSU como materia prima en la producción de Cemento Portland.....	58
c) Escenario 3: Utilización de escorias en un proceso de vitrificación obteniendo vidrio reciclado.....	64
d) Comparación de los escenarios 1 y 2.....	66
e) Comparación de los escenarios 1 y 3.....	68
C. <u>CONCLUSIONES</u> .....	69
D. <u>BIBLIOGRAFÍA</u> .....	72
E. <u>ANEXOS</u> .....	79



# Planteamiento



### **A.1. La problemática de los Residuos Sólidos Urbanos y la situación actual**

Vivimos en una sociedad cada vez más concienciada por el medio ambiente y por la necesidad de gestión de los residuos que generamos, con el objetivo de mantener el planeta tal y como le conocemos hoy en día. A lo largo de los años, se ha generado una mayor cantidad de residuos aumentando la peligrosidad de los mismos, lo que ha hecho necesaria una gestión adecuada. Pueden clasificarse los residuos según su composición distinguiendo entre orgánicos o inorgánicos, según su peligrosidad en peligrosos o inertes, o según la procedencia donde pueden distinguirse los residuos sólidos urbanos, los industriales, comerciales, hospitalarios, agrícolas o asimilables a urbanos.

En concreto este trabajo se centra en los residuos denominados Residuos Sólidos Urbanos (RSU) los cuales son definidos como “todos aquellos residuos generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como todos aquellos que no contengan la calificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades. Se incluyen además residuos procedentes de la limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, animales domésticos muertos, muebles, vehículos abandonados y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria” (*Ley 10/1998, del 21 de abril*).

La gestión de estos residuos abarca diferentes fases tales como las etapas de generación, recogida, transferencia y transporte, tratamiento, valorización, eliminación y por último, el depósito de los residuos en vertederos. Todas estas etapas de gestión tienen el objetivo de minimizar los efectos adversos del depósito final incontrolado de los residuos, así como minimizar la cantidad resultante. En concreto, es la etapa de transporte la que representa entre el 60 y 80% de los costes globales por lo que es una fase importante que debe estudiarse detalladamente (Tchobanoglous, G., 1994).

La gestión de residuos debe seguir el principio de jerarquía propuesto por la Directiva Marco 98/2008 de residuos, cuyo objetivo es priorizar las acciones en materia de prevención frente a la valorización, el reciclado o la recuperación energética y estas frente a las de eliminación tal y como se muestra en la Figura 1.



(Ley 22/2001 de 28 de julio de residuos y suelos contaminados, Ley Marco de Residuos 98/2008).

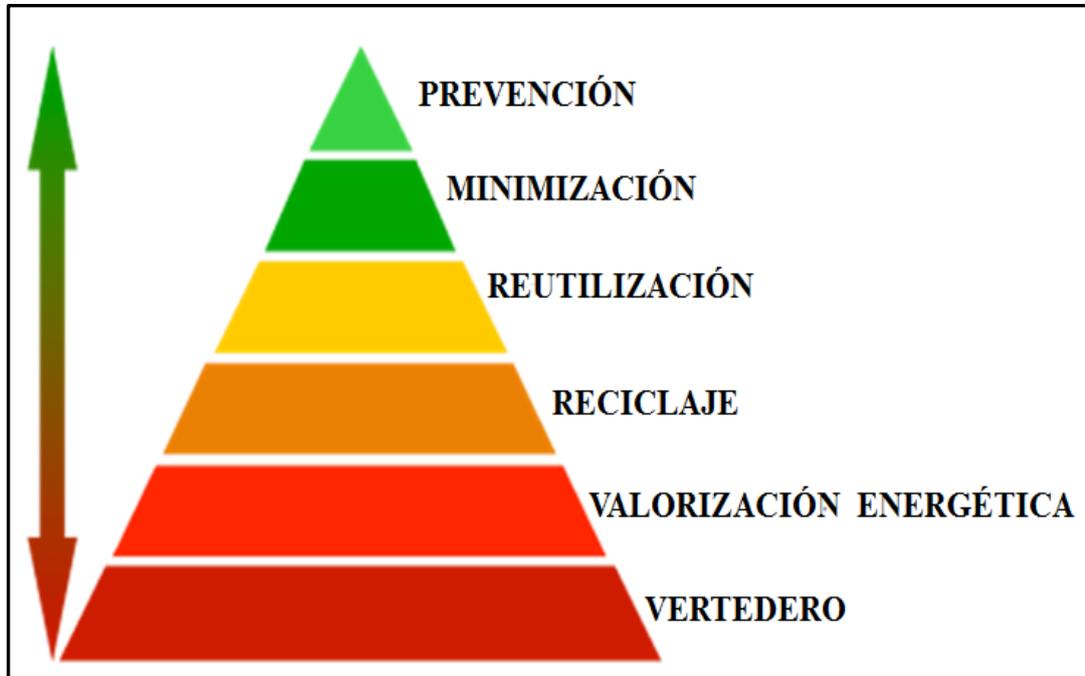


Figura 1. Principio de jerarquía (Ley 22/2011, de 28 de julio)

En materia de Residuos Sólidos Urbanos, España se enfrenta a una tasa de generación media de unos 547 kg de RSU por habitante y año (INE, 2010), lo que supone un valor entorno a los 25 millones de toneladas al año que deben gestionarse (Eurostat, 2011). Este valor en comparación con cifras europeas se encuentra por encima de la media, la cual se sitúa en torno a los 525 kg RSU/habitante año como muestra la Figura 2 (Eurostat, 2011).

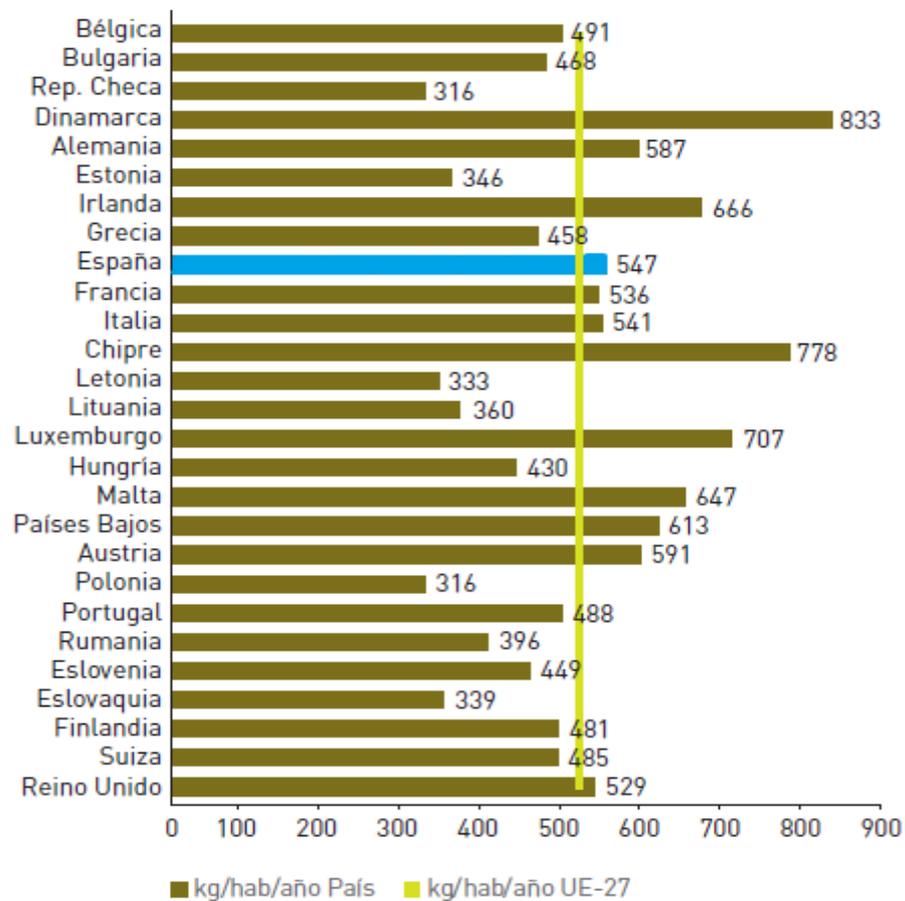


Figura 2. Generación de Residuos Sólidos Urbanos en Europa (Eurostat, 2011).

Tal y como marca la Directiva Marco de Residuos, el reciclaje sería la primera opción de tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos. Sin embargo, el tratamiento más extendido es el depósito final en vertederos autorizados (Eurostat, 2010), lo que supone un problema debido a la falta de espacio, los malos olores generados, problemas relacionados con los lixiviados y los metales pesados o la acumulación de gases tóxicos que pueden generar explosiones.

Es en los últimos años cuando se han comenzado a emplear otros tratamientos como la incineración que están siendo cada vez más utilizados. Sin embargo, aún se están estudiando los impactos asociados al medio ambiente de estas alternativas y los países aún son algo reticentes a incluir este tipo de instalaciones en lugares donde antes había otro tipo de sistema de gestión mejor visto por la población (Tchobanoglous, G. et al., 1994).



Como muestra la Figura 3, en España el destino final de los residuos en la mitad de los casos es el vertido o depósito en vertedero, seguida del reciclaje donde se incluye también el compostaje. Es la incineración el sistema menos empleado representando apenas el 9% del total de los residuos tratados.

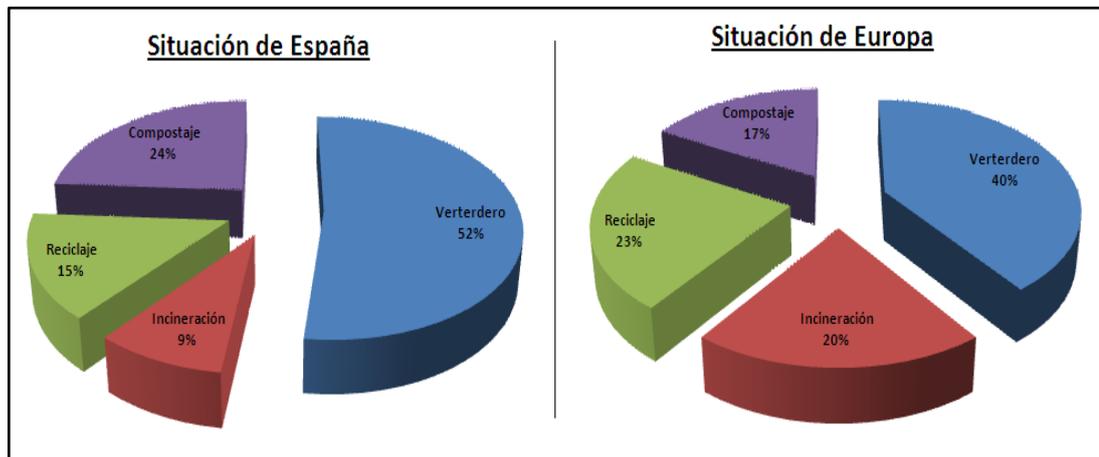


Figura 3. Situación de la Gestión de Residuos en Europa y España (Fuente: Eurostat 2009 y 2010)

A la hora de comparar la situación de Europa frente a la española, se puede ver como el porcentaje de RSU que son llevados a vertedero es bastante desigual pasando de un 52% en España a un 40% en Europa. En el caso de la incineración sucede lo contrario, ya que mientras en España se incinera un 9% de los RSU generados, en Europa ese porcentaje está en torno al 20%. Es preciso resaltar que los valores de Europa están fuertemente condicionados por la contribución de los países del Este de la Unión Europea, que tienen tasas de vertedero altísimas y un porcentaje de incineración inferior a la media (Rodrigo, M., et al., 2010).

## **A.2. La incineración de Residuos Sólidos Urbanos**

La incineración comenzó a emplearse a finales del siglo XIX en Inglaterra. Consiste en un proceso de combustión térmica controlada que desencadena la oxidación del carbono y del hidrogeno contenidos en la materia orgánica de los residuos, siendo el producto final una mezcla de cenizas, escorias, calor y emisiones gaseosas (Torre, N., 2012). Esta técnica permite reducir el volumen de los residuos hasta un 90% y en un 30% el peso, siendo un aspecto relevante, teniendo en cuenta el problema actual para encontrar un lugar adecuado donde situar nuevos vertederos (Comisión Europea, 2006).





Tabla 5. Gestión de residuos por países de la UE (Eurostat, 2011).

Lugar que ocupan en % incineración	País	RSU reciclados (%)	RSU vertidos (%)	RSU incinerados (%)	RSU compostaje (%)
1	Dinamarca	23	3	54	20
2	Noruega	27	6	51	16
3	Suiza	34	0	50	16
4	Suecia	36	1	49	14
9	Francia	18	31	34	17
15	Reino Unido	25	49	12	14
<b>19</b>	<b>España</b>	<b>15</b>	<b>52</b>	<b>9</b>	<b>24</b>

Son los países del este del continente como Bulgaria, Estonia, Turquía o Lituania los que emplean en menor medida el sistema de incineración de residuos, mientras que España, Reino Unido, Italia o algunos países nórdicos ocupan una situación intermedia. En concreto, en España se gestiona el 9% de sus residuos en un total de 10 plantas incineradoras repartidas por todo el país tal y como se observa en la Figura 6. Cabe destacar que todas las plantas españolas tienen características similares de funcionamiento utilizando parrillas como tecnología de tratamiento térmico excepto dos de ellas, las situadas en Galicia y Madrid que emplean un sistema de lecho fluidizado (Eurostat, 2010).



Figura 6. Localización de las plantas incineradoras en España (Elaboración propia basado en Eurostat, 2010).



### **A.2.1. El proceso de incineración**

En la Figura 7 se presenta el esquema básico de una planta incineradora. El tratamiento comienza con la recepción de los desechos, los cuales se depositan en fosos cerrados denominados bunker, el cual se encuentra sometido a una presión para evitar los malos olores. Posteriormente los residuos son extraídos con la ayuda de un pulpo de alimentación cuya función es homogeneizar los residuos antes de ser introducidos en la incineradora (www.plantabrossa-maresme.com).

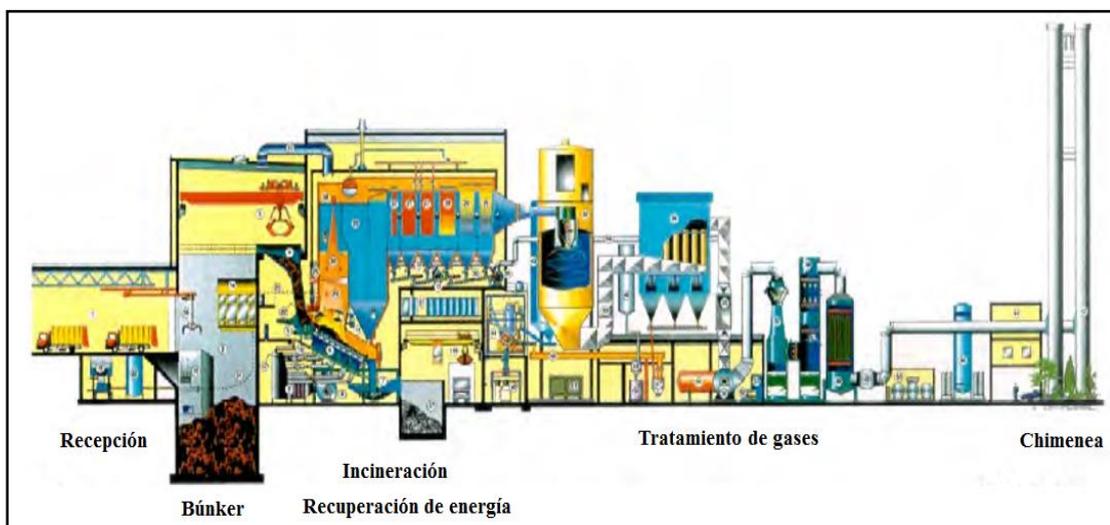


Figura 7. Esquema de una planta incineradora habitual (BREF, 2006).

Los residuos se introducen en el horno de la planta donde se produce la combustión. Dependiendo del tipo de residuo que se esté tratando se aplicará una tecnología de combustión u otra siendo las más empleadas las de parrillas, lecho fluidizado y los hornos rotativos tal y como muestra la Tabla 8 para los diferentes tipos de residuos. Por una parte, los hornos de parrillas son los más utilizados para RSU, siendo sistemas donde los residuos se transportan a través del horno de manera que el movimiento favorece la combustión. Por otro lado, se encuentra la incineración en horno de lecho fluidizado idóneo cuando los residuos son homogéneos (BREF, 2006). Como ya se ha comentado, en España el 80% de las plantas utilizan parrillas mientras que el 20% restante emplea lecho fluidizado, siendo las dos técnicas principales para el tratamiento de RSU. La Figura 9 muestra el funcionamiento de ambas tecnologías.



**Tabla 8. Técnicas e tratamiento térmico distintos residuos (Comisión Europea, 2006).**

<b>TECNOLOGÍA</b>	<b>RSU SIN TRATAR</b>	<b>RSU PRETRATADOS</b>	<b>RESIDUOS PELIGROSOS</b>	<b>LODO DE ALCANTARILLADO</b>	<b>RESIDUOS CLÍNICOS</b>
Parrilla	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
Hornos rotativos	Normalmente no se aplica	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica	Se aplica ampliamente
Lecho fluidizado	Se aplica raramente	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica
Pirólisis	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente
Gasificación	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente

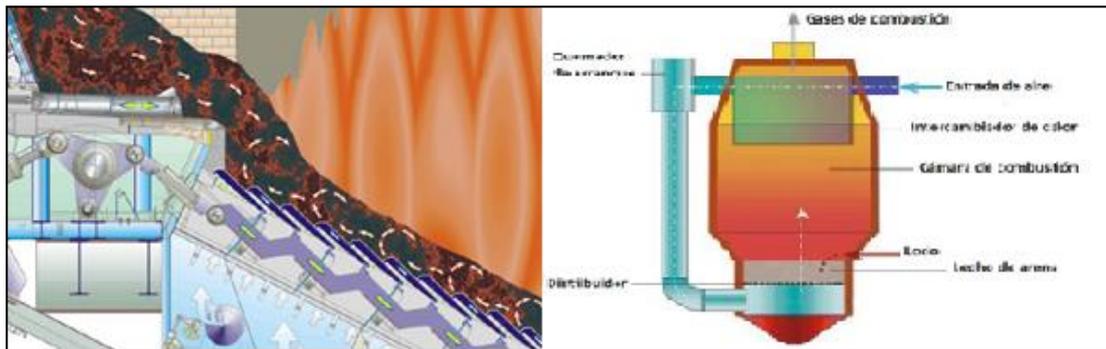


Figura 9. Esquema de funcionamiento de horno de parrillas y lecho fluidizado.

El lecho fluidizado destaca por trabajar a unas temperaturas sensiblemente inferiores al de parrillas, lo que evita la fusión de cenizas reduciendo la erosión y la corrosión (Lleó Alonso, A., 2009). Así mismo, tiene una mejor transmisión de calor requiriendo menor exceso de aire y unas instalaciones más compactas, características que se van a ver traducidas en un menor coste de inversión de equipos y de materia prima. Este ahorro sin embargo, debe invertirse en parte en un pre-tratamiento necesario para adecuar el tamaño de los residuos (BREF, 2006). Por lo tanto, para escoger entre una u otra tecnología debe tenerse cuenta otros aspectos como los mostrados en la Tabla 10.

Tabla 10. Características de los hornos de parrilla y lecho fluidizado (Lleó Alonso, A., 2009).

Hornos de parrilla	Hornos de lecho fluidizado
<ul style="list-style-type: none"><li>• Se inyecta aire primario en un exceso aproximado del 100%.</li><li>• El coste de mantenimiento es elevado.</li><li>• La velocidad del aire es alta y se produce arrastre de partículas.</li><li>• Las parrillas son metálicas, refrigeradas con aire o agua y una inclinación de 25°.</li><li>• El tiempo de residencia del sólido combustible es constante.</li><li>• Instalaciones más grandes.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Introduce aire primario por la parte inferior y secundario precalentado.</li><li>• Coste de mantenimiento menor.</li><li>• El residuo sólido se introduce por la parte superior del lecho.</li><li>• Mejor transmisión de calor.</li><li>• Exige una recirculación del material pero provoca abrasión y corrosión.</li><li>• Instalaciones más compactas.</li></ul>



Independientemente del tipo de horno escogido, es en la etapa de tratamiento térmico donde además de los residuos se insufla una corriente de aire para incorporar oxígeno y favorecer la combustión completa. Para ello se introducen varias corrientes de aire denominadas aire primario y secundario a la cámara de combustión donde se lleva a cabo el proceso de combustión. Esta cámara consta normalmente de una parrilla situada en el fondo, paredes refrigeradas y no refrigeradas en los lados del horno, y un techo o superficie de calentamiento de caldera en la parte superior. Los factores que deben tenerse en cuenta a la hora de diseñar la cámara de incineración son el tipo de parrilla, la forma y el tamaño, además de la vorticidad y homogeneidad del flujo de los gases de combustión, el tiempo de residencia y el enfriamiento parcial de los gases generados (Torre, N., 2012)

Teniendo en cuenta que la combustión de residuos es un proceso exotérmico, y que la mayoría de la energía producida se transfiere a los gases de combustión, el enfriamiento de los mismos permite recuperar energía al mismo tiempo que los limpia para poder emitirlos a la atmosfera. En las plantas con recuperación de energía, el sistema empleado es un hervidor por donde se hace pasar la corriente de gases calientes pudiendo presentar varias configuraciones como muestra la Figura 11. El hervidor tiene las paredes recubiertas de tubos por donde circula agua de manera que se transforma en vapor de agua con una cierta presión. De esta manera el vapor se hace pasar por una turbina que transforma la energía mecánica en electricidad (Comisión Europea, 2006).

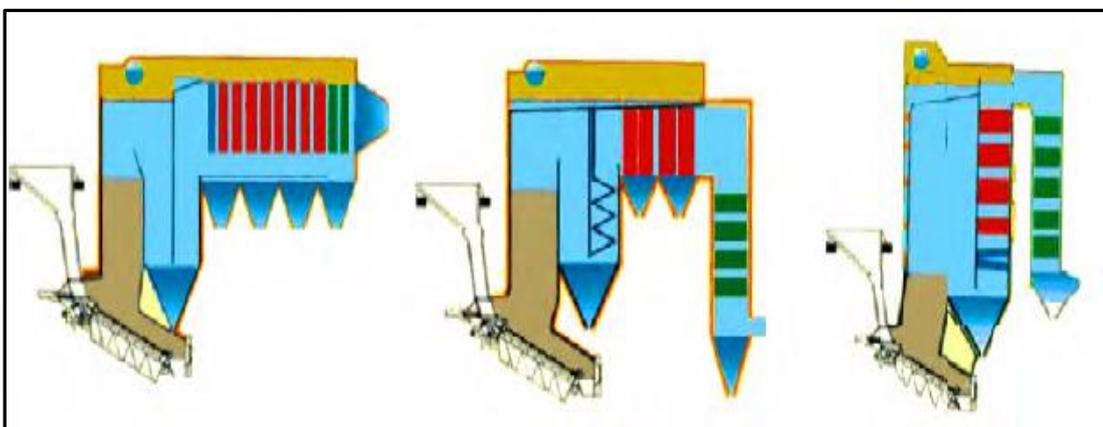


Figura 11. Configuraciones del hervidor: horizontal, combinado y vertical (BREF, 2006).



El siguiente paso en una planta de incineración de RSU es el tratamiento de los gases procedentes de la caldera mediante diferentes tratamientos dependiendo de su naturaleza. A continuación se analizan algunos de los más significativos así como sus tratamientos convencionales y su posible procedencia.

#### ❖ Óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>)

Los óxidos de nitrógeno procedentes de un proceso de incineración pueden formarse por tres mecanismos y es importante su control ya que contribuyen a la acidificación entre otras categorías de impacto ambiental (BREF, 2006):

1. NO<sub>x</sub> térmico: producido por oxidación del nitrógeno presente en el aire de la cámara y el efecto de la temperatura.
2. NO<sub>x</sub> de la materia prima: producido por la oxidación del nitrógeno contenido en la materia prima, en el caso de una incineración el nitrógeno que puede contener el combustible o los residuos introducidos.
3. NO<sub>x</sub> súbito: se forma por la conversión del nitrógeno molecular en presencia de hidrocarburos en el frente de la llama.

Para la eliminación de este tipo de gases suele inyectarse urea o amoníaco en la corriente de gases durante el proceso de control de emisiones o incluso en diferentes puntos del recorrido del proceso ([www.plantabrossa-maresme.com](http://www.plantabrossa-maresme.com)). Estos métodos de control son clasificados como reducción selectiva no catalítica (RSNC) y reducción selectiva catalítica (RSC). A través de estos sistemas, los NO<sub>x</sub> se reducen a nitrógeno diatómico y agua, sustancias que sí pueden ser emitidas a la atmosfera sin suponer ningún riesgo.

#### ❖ Gases ácidos

Entre los gases ácidos destacan los SO<sub>x</sub>, HCl y HF entre otros que son eliminados de la corriente de gases mediante la inyección de agentes de sorción tanto física como química. Habitualmente se emplean sustancias como CaO, la lechada de cal (Ca(OH)<sub>2</sub>) o NaOH como agente. Respecto a los equipos utilizados habitualmente, se emplean absorbedores de tipo húmedo, seco o semi-seco dependiendo de la cantidad de líquido introducida en el sistema. Una vez se han neutralizado los gases son expulsados por la chimenea final del proceso (BREF, 2006).



❖ **Partículas**

Las partículas que aparecen en la incineración de RSU son cenizas volantes así como algunos finos que han sido arrastrados en el horno. Estas partículas deben eliminarse y para ello se emplean equipos como precipitadores electrostáticos, lavadores de Venturi, ciclones y los más utilizados, los filtros de mangas (Comisión Europea, 2006).

❖ **Dioxinas y Furanos (PCDD/F)**

Las dioxinas y los furanos son compuestos tóxicos y clasificados como cancerígenos, de ahí la importancia de su control a la salida de la planta de incineración y la implantación de ciertos sistemas de control. Estas sustancias están formadas por anillos bencénicos que tienen oxígeno y cloro en sus radicales que dan lugar a numerosos isómeros tóxicos. Se originan en procesos térmicos en los que se alcanza una temperatura entre 200 y 400 °C y en los que haya presencia de cloro (Martínez, J., 2013). Para disminuir la formación de estas sustancias suele controlarse la temperatura de los gases de combustión, de manera que se añaden equipos de separación, precipitación y adsorción sobre carbón activo que provoca la precipitación tanto de las dioxinas y los furanos como de los metales pesados, sustancias que también deben evitarse en las emisiones a la atmosfera (BREF, 2006).

Al mismo tiempo y durante la combustión se generan los residuos sólidos del tratamiento térmico como son las escorias y las cenizas. Las escorias se recogen por la parte inferior del horno y son residuos que debido a su composición metálica, cerámica, arenosa o vítrea no han combustionado, y se conducen a una zona de almacenaje para su correcta gestión por un gestor autorizado (Comisión Europea, 2006, White P.R., et al., 1995).

Por otra parte, las cenizas pueden ser de dos tipos dependiendo de sus características y el lugar donde se recojan. Las cenizas volantes son partículas sólidas muy finas que se originan en el proceso de combustión y que son arrastradas junto a los gases de proceso, separándose mediante los dispositivos de eliminación de partículas. Las cenizas de fondo son las recogidas por la parte inferior del horno resultado del proceso de incineración. Ambas se recogen y almacenan para su



transporte hasta el vertedero aunque pueden estabilizarse previamente con cemento y agua (BREF, 2006).

### **A.2.2. Alternativas de tratamiento de los residuos sólidos de una incineradora: cenizas y escorias**

Con el fin de mejorar el proceso de incineración de residuos, una de las medidas que se proponen es la reutilización de cenizas y escorias. Se trata de una práctica que actualmente en España no está muy extendida, como muestra la Tabla 12, mientras que en otros países europeos sí tienen usos en numerosas aplicaciones.

Tabla 12. Utilización de cenizas y escorias procedentes de la incineración de RSU (MTD España, 2007).

PAÍS	ESCORIAS		CENIZAS	
	Producción 10 <sup>3</sup> t	Reutilización %	Producción 10 <sup>3</sup> t	Reutilización %
España	450	0	30	0
Bélgica	300	0	25	0
Alemania	2600	69	270	0
Dinamarca	415	61	(*)	(*)
Francia	1800	(*)	200	(*)
Países Bajos	650	7	85	41

(\*) No existen datos disponibles

Sin embargo, en los últimos años a nivel nacional, debe hacerse referencia a la Orden de la Generalitat de Catalunya del 15 de febrero de 1996 sobre la valorización de escorias. A partir de esta Orden han aparecido empresas como Rusc Valorització que se dedica a gestionar escorias de plantas incineradoras de Residuos Sólidos Urbanos así como del sector metalúrgico. Una de las especialidades de esta empresa catalana es la producción de Escograva®, producto registrado que consiste en un árido artificial obtenido a partir de escorias. Se caracteriza por ser un árido económicamente barato, ecológico, de capacidad portante elevada y fácil de manipular y colocar como material de relleno y como sub-base en la construcción de calles, parkings y carreteras ([www.rusc.es](http://www.rusc.es)).



### **A.2.2.1. El tratamiento y el uso de las escorias**

En el proceso convencional de tratamiento de las escorias, una vez han sido enfriadas, son sometidas generalmente a una separación magnética para recuperar el material férrico presente en estas. Alrededor del 90% del material férrico puede ser recuperado de esta manera y ser destinado para la producción de acero entre otros usos. Por otra parte, la escoria inerte se deposita en vertederos sin sufrir tratamiento posterior aunque debe vigilarse la peligrosidad de los lixiviados a los que puede dar lugar. Para ello puede aplicarse un tratamiento de envejecimiento a la intemperie humedeciéndolo con lechadas de caliza en lugar de agua (White, P.R., 1997).

En la actualidad, el uso de escorias procedentes de la incineración de RSU está ampliando su espectro, siendo algunas aplicaciones las ya mencionadas en la realización de terraplenes, movimientos de tierra o firmes de carretera, habiendo obtenido resultados favorables tanto a nivel experimental como práctico. Un país donde las escorias se utilizan en trabajos de movimientos de tierras y recuperación de terrenos es Dinamarca, donde en el año 2007 ya empleaban alrededor del 61% de las escorias generadas en el país. Esta situación ha ido aumentando de manera que ya en la actualidad reutilizan entre el 70 y el 90% de las escorias de RSU siendo la mayoría para este tipo de aplicaciones (Thijs, M., 1994).

Por otro lado, Alemania emplea hasta un 40% de la escoria reciclada como material de base para carretera. Sin embargo, por las prestaciones, suele ser común utilizarla solamente en carreteras secundarias ya que se han detectado problemas como el hinchamiento, de ahí que las escorias sean solo uno de los muchos componentes de un pavimento (Astrup, P., 2006).

En este trabajo la aplicación estudiada ha sido la obtención de vidrio mediante el proceso de vitrificación. Sin embargo, debe destacarse que el vidrio reciclado no es el objetivo principal de este proceso sino que se trata de introducir en una matriz de vidrio las escorias que pueden contener metales o ciertas sustancias consideradas peligrosas de manera que queden inmovilizadas.



- **Uso de escorias en el proceso de Vitrificación**

La vitrificación es el proceso mediante el cual un material sólido amorfo o mezcla de ellos se transforma en una estructura similar al vidrio. Este proceso se lleva a cabo mediante el aporte de energía calorífica de manera que la mezcla se caliente o enfríe muy rápido. (Romero, M y Rincón, J.M., 2000; Rincón, J.M., 2011).

El vidrio como tal, es una mezcla de óxidos que aportan diferentes características al producto final. Suelen distinguirse cuatro tipos de materias primas (Cortés, 1987):

- Los formadores de la red vítrea o vitrificantes:  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{B}_2\text{O}_3$ , etc.
- Los óxidos modificadores de la red vítrea:  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{MgO}$ , etc.
- Los estabilizantes u oxígenos puente:  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , etc.
- Otras sustancias como colorantes, afinantes, opacificantes, catalizadores, etc.

En la actualidad, este proceso de vitrificación no solo se utiliza con el objetivo de fabricar vidrio sino como una forma de establecer y garantizar que compuestos peligrosos o radiactivos tengan una barrera química que impida su liberación al medio ambiente (Elías, X, 2012; Elías, X., 2006). Algunos de esos residuos son las cenizas y las escorias procedentes de la incineración de residuos sólidos urbanos que, aunque solo suponen entre un 3 y un 30% del peso inicial de residuos incinerado (Barbieri and al, 2000; Lapa et al, 2002), son ricos en sílice y otros componentes que aportan al vidrio final ciertas propiedades. A parte de ser una manera eficaz de gestionar ciertos residuos se ha comprobado que el vidrio presenta un mecanizado y una resistencia al desgaste que le hacen candidato para su uso en la industria de la construcción, siendo comparables las propiedades como la resistencia o la durabilidad con materiales vítreos y vitrocerámicos fabricados hasta ahora (Rincón, J.M, y Romero, M., 2000).

El proceso de vitrificación utilizando cenizas y escorias procedentes de la incineración de RSU es una de las aplicaciones más novedosas en la gestión de residuos como alternativa a la deposición en vertedero. Eso se debe al alto contenido en óxido de calcio de los residuos y la baja cantidad de sílice en forma de óxido de silicio que permiten dar unas ciertas características al vidrio finalmente obtenido (Rincón, J.M., 2006). Las proporciones que suelen utilizarse son un 30 % de



dolomita junto con un porcentaje entre 10 y 50% de escorias y entre 20 y 60% de casco de vidrio que le aporta los componentes restantes necesarios (Barbieri, I., 1999).

Todas las materias se someten a una cierta temperatura superior a los 1000 °C (Rincón, J.M., 2006). Una vez el material fundido solidifica, el resultado es un producto totalmente inerte y estable a lo largo del tiempo, características importantes por la que se utilizan escorias catalogadas en muchos casos como residuos peligrosos. Un aspecto a destacar es que dependiendo de la composición del vidrio reciclado, este podrá utilizarse para unas funciones u otras prestando especial atención cuando el vidrio implique contacto con alimentos o envases, con el fin de preservar la salud de los consumidores (Ballesteros, S., 2010).

Mencionar por último, la existencia de emisiones de gases contaminantes debido a la naturaleza térmica del sistema, las cuales se controlan con sistemas de vía seca. Se hacen pasar los gases generados tales como óxidos de azufre y nitrógeno principalmente, por columnas de cal viva con el fin de enfriar y neutralizar sus emisiones. Suelen añadirse a las instalaciones filtros catalíticos para tratar otras emisiones como son compuestos orgánicos volátiles, dioxinas y furanos (Ballesteros, S., Parga, J.R. y Rincón, J.M., 2010).

#### **A.2.2.2. El tratamiento y el uso de las cenizas**

Las cenizas se generan durante el proceso de combustión y se recogen en diferentes puntos de la instalación para su almacenamiento y correcta gestión. Su tratamiento convencional consiste en una estabilización con agua y cemento para posteriormente depositarlas en un vertedero. Otra posibilidad es introducir las cenizas directamente en bolsas big-bag para depositarlas en un vertedero controlado (Ribeiro, A., et al., 2008).

En la actualidad hay múltiples aplicaciones de las cenizas aunque la mayoría están en fase de laboratorio o planta piloto, destacando el empleo en áridos, hormigón, fabricación de bloques de hormigón prefabricado o ladrillos. Incluso se ha estudiado la posibilidad de construir arrecifes con bloques prefabricados con un aglomerado de



cenizas y cemento Portland (Macías García, M., 1998). Los resultados en esta última aplicación han sido satisfactorios y se ha descubierto que gracias a la matriz de cemento se evita el desprendimiento de metales pudiendo ser una conclusión extrapolable a otros ámbitos (Elías, X., 200).

También se utilizan en países europeos en la construcción de carreteras. Concretamente se emplean mezclas de cenizas y escorias en la producción de mezclas asfálticas las cuales utilizan ya en Holanda entre un 20 y un 30% de las cenizas totales producidas en ese país. Gran Bretaña es otro país donde las cenizas procedentes de la incineración de RSU se está abriendo paso en el sector de la construcción aunque aún no es una práctica habitual (Lam, H.K. et al., 2010).

Una de las aplicaciones más estudiadas es la utilización de cenizas procedentes de la incineración de RSU en la fabricación de cemento Portland (Lam, H.K., C. y Barford, J.P., 2011), es por ello que ha sido la aplicación elegida para su estudio durante este trabajo. Las cenizas tienen una composición similar a las materias primas empleadas para fabricar cemento, por lo que resulta un sustitutivo ideal del yeso usado en el proceso convencional.

- **Utilización de cenizas en la producción de cemento**

El cemento ha sido y es el principal material de construcción empleado por la humanidad siendo su composición una mezcla de caliza, arcilla y yeso, algunos de los minerales más abundantes en la naturaleza, de fácil acceso y con grandes prestaciones. Es por ello que numerosas investigaciones se han centrado en estudios que fomenten las adiciones al cemento para mejorar propiedades y prestaciones a la vez que minimizan la huella ambiental (Guía Oficemen, 2012). Una de las adiciones posibles y que más se están utilizando son las cenizas procedentes de la incineración de Residuos Sólidos Urbanos. Este cemento presenta propiedades similares al cemento Portland convencional (Huntzinger, D. y Eatmon, T.D., 2008) a la vez que permite reducir la cantidad de cenizas depositadas en vertedero.

Dependiendo de la proporción en la que se mezclen las materias primas, el tipo de cemento así como sus propiedades serán diferentes. Algunas de esas proporciones se



muestran en la Tabla 14, siendo el cemento estudiado en este trabajo el relativo al documento de Las Mejores Técnicas Disponibles de España (MTD-España, 2004). Se ha escogido esta opción por ser la que mejor se ajusta a la planta estudiada por tener su ubicación en Cataluña.

**Tabla 14. Proporciones de materia prima para producir diferentes cementos.**

	Huntzinger, D. y Eatmon, T.D, 2008.	Pan, J.R., et al., 2008.	Mejores Técnicas Disponibles (MTD) - España, 2004.	Comisión Europea, 2010.
Caliza	60 – 67 %	75 – 77 %	88,2 %	66,3 – 68 %
Sílica (SiO <sub>2</sub> )	17 – 25 %	1 – 2 %	8,7 %	22,5 – 24 %
Alúmina (Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	2 – 8 %	17 – 22 %	2,2 %	2,3 – 6,2 %
Óxidos de hierro o cobre	0 – 6%	0 – 2 %	0,9 %	0,2 – 2,1 %

El proceso de fabricación del cemento comienza con la extracción de las materias primas que se encuentran en yacimientos, normalmente canteras explotadas mediante voladuras (calizas) y excavadoras (arcillas). Una vez extraído el mineral se transporta hasta los equipos encargados de adecuar la granulometría de la materia prima y se homogeneiza. A continuación se introducen en el horno las diferentes materias primas para producir el clínker pudiendo desarrollarse el proceso en vía seca, semi-seca, húmeda o semi-húmeda (Guía Oficemen, 2010). En el caso de los procesos de producción de cemento en España suele ser en vía seca y siguiendo el esquema mostrado en la Figura 15.

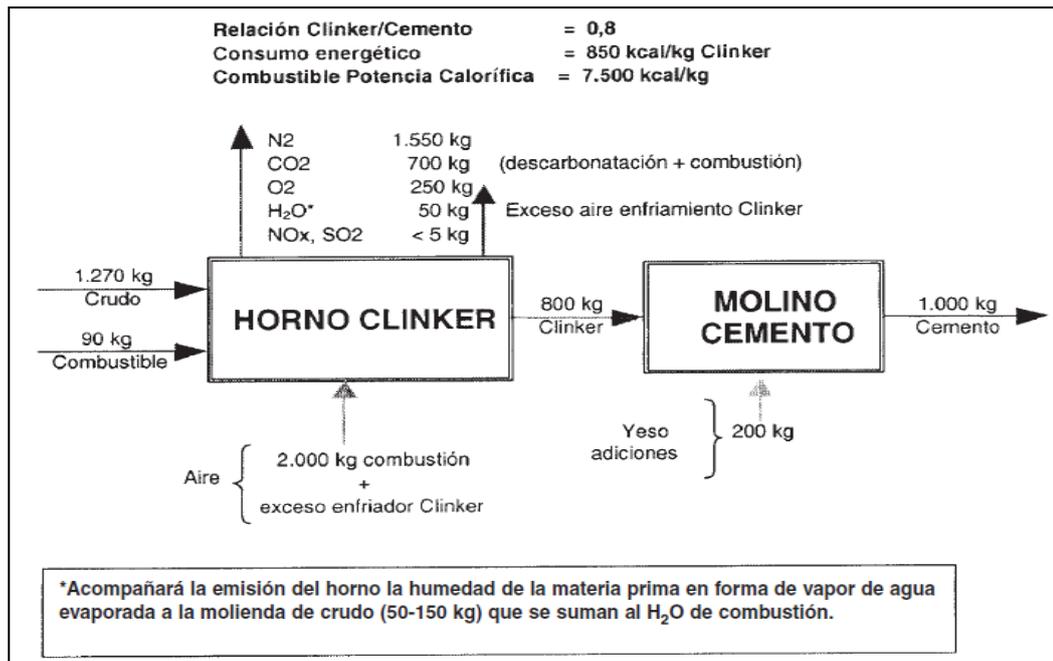


Figura 15. Balance de masas para la producción de una tonelada de cemento (MTD-España, 2010).

El clinker producido supone el 80% de la composición final del cemento. El 20% restante lo componen yeso y adiciones aunque en los últimos años el yeso suele ser sustituido por escorias, cenizas procedentes de la incineración de RSU o puzolanas naturales entre un 25 y un 60% pudiendo llegar a porcentajes superiores (Huntzinger, D., 2008). Estos datos se ven confirmados por estudios de optimización que indican que el valor óptimo de ceniza volante a añadir en la producción de cemento debe ser entre un 10 y 20% de la cantidad total de producto final (Kikuchi, R., 2001).

Para concluir, puede decirse que las cenizas son una materia prima idónea desde el punto de vista de la composición, ya que el 50% son silicatos completando el porcentaje con óxidos de aluminio y calcio. Esta composición coincide bastante bien con la del cemento convencional. Sin embargo, las cenizas presentan un inconveniente y es la presencia de cloro que junto con la materia prima  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  puede formar cloruro de calcio ( $\text{CaCl}_2$ ) lo que hace que disminuya la resistencia del material produciendo un cemento más poroso. Por ello suele añadirse un mineral como aditivo, el cloroaluminato de calcio  $\text{Ca}_{12}\text{Al}_{14}\text{O}_{32}\text{Cl}_2$  cuya misión es fijar el cloro presente en la mezcla, lo que previene el movimiento de este elemento evitando la reacción (Kikuchi, R., 2001).



### **A.3. Análisis de Ciclo de Vida (ACV)**

La creciente conciencia con respecto a la importancia que tiene la protección del medio ambiente y los posibles impactos asociados a los productos y procesos, han aumentado el desarrollo de métodos para evaluar esos impactos. Una de las técnicas más utilizadas es el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) que pueden ayudar a (ISO 14040, 2006):

- ✓ La identificación de oportunidades para mejorar el desarrollo ambiental de productos en las distintas etapas de su ciclo de vida.
- ✓ La aportación de información a quienes toman decisiones en la industria, organizaciones gubernamentales o no gubernamentales.
- ✓ La selección de los indicadores de desempeño ambiental pertinentes, incluyendo técnicas de medición y marketing como puede ser la implementación de un esquema de etiquetado ambiental elaborando una reivindicación ambiental o una declaración ambiental del producto.

Siguiendo una definición más precisa, el Análisis de Ciclo de Vida según la ISO 14040: *El Análisis de Ciclo de Vida es una recopilación y evaluación de las entradas, salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de su ciclo de vida.* Cabe destacar que el ACV trata los aspectos e impactos ambientales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado y disposición final, lo que se denomina “desde la cuna hasta la tumba” (ISO 14040, 2006). La Figura 16 muestra el esquema típico que debe presentar el ACV, donde pueden verse las cuatro etapas de acuerdo a la metodología de la norma ISO 14040.

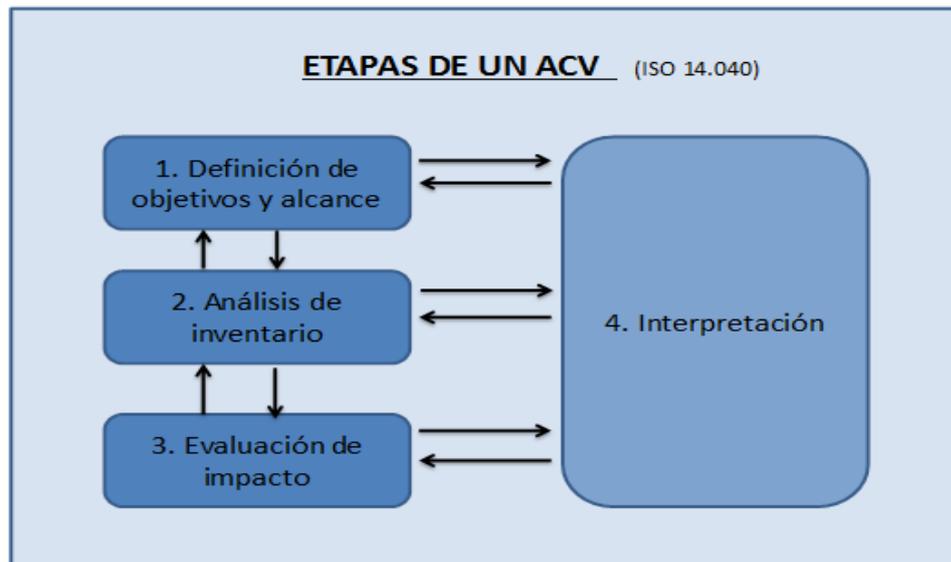


Figura 16. Esquema de un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (ISO 14040, 2006).

### **A.3.1. Definición del objeto y alcance del Análisis de Ciclo de Vida (ACV)**

En la primera fase del ACV deben exponerse las razones por las que se ha realizado el estudio, la información que se espera obtener, como va a utilizarse y cualquier dato que pueda ser de interés. Debe tenerse en cuenta que un ACV completo podría ser inacabable si se tuvieran en cuenta absolutamente todos los procesos implicados “desde la cuna hasta la tumba” debido al fenómeno de la globalización en el que estamos inmersos. Es por ello la necesidad de marcar los límites del sistema y el alcance del proyecto (Fullana, P. et al., 1997).

Será además en este punto donde deben indicarse los flujos a considerar y en qué punto concreto, justificando cada una de las decisiones tomadas y teniéndolo en cuenta a la hora de obtener los resultados. Así mismo, estas premisas deben valorarse a la hora de sacar conclusiones y al realizar la interpretación correspondiente.

Respecto al alcance del estudio, el primer paso es definir la unidad funcional, es decir, la unidad cuya función es proporcionar una referencia a la cual se relacionan las entradas y salidas (por ejemplo, una tonelada de residuos en el caso de la gestión de residuos) (ISO 14040, 2006). Así mismo, debe definirse el sistema con sus



correspondientes subsistemas y límites de manera que quede perfectamente definido. Por último, pueden añadirse aspectos como el procedimiento utilizado en la asignación de las cargas, los tipos de impactos, la metodología empleada, las hipótesis, limitaciones y una revisión crítica (Fullana, P. et al., 1997).

### **A.3.2. Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (ICV)**

En esta fase se realizan los balances de materia y energía del sistema. Es importante identificar las fuentes de donde se han extraído los datos, analizar la representatividad de los mismos así como la calidad y confianza que transmiten, ya que de ello dependerá la fiabilidad de los resultados (Fullana, P. y Puig, R., 1997).

La realización del inventario es un proceso iterativo del manera que a medida que se recopilan los datos se va aprendiendo más sobre el sistema, de esta manera pueden identificarse nuevos requisitos o limitaciones cambiando los objetivos del ACV (ISO 14040, 2006). Estos datos pueden tener diferente naturaleza dependiendo de qué fuente se hayan extraído: datos de primer o segundo plano. Los datos de primer orden son los obtenidos a partir de una fuente directa como pueden ser todos los relativos a las materias primas de la planta incineradora mientras que los de segundo plano o background son los procedentes de una base de datos como puede ser la electricidad necesaria para llevar a cabo un proceso concreto.

Esas bases de datos suelen emplearse para completar el inventario ya que suelen recoger procesos completos y datos que pueden ser de gran utilidad para completar la información necesaria. Algunas de las más relevantes son ECOINVENT v1 (PreConsultants), BUWAL 250, IDEMAT 2001 y Base de datos de Gabi empleada por GABI entre otras (Fullana, P., et al, 1997).

Dependiendo de las necesidades y las características del sistema estudiado, puede emplearse una base de datos u otra o incluso el usuario puede crear la suya propia a partir de los datos y resultados recopilados.



### **A.3.3. Evaluación de impacto del Análisis de Ciclo de Vida (EICV)**

En este punto, deben evaluarse como son de significativos los impactos ambientales potenciales empleando los resultados del Inventario del Ciclo de Vida (ICV). En general, este proceso implica la asociación de los datos de inventario con las categorías de impacto específicos y con los indicadores de estas categorías para entender esos impactos (ISO 14044, 2006). Este proceso se desarrolla normalmente en cuatro pasos, aunque los dos últimos son optativos (Clemente, G., et al, 2005; Fullana, P. et al., 1997). La Figura 17 muestra un esquema de las diferentes etapas.

- I. Clasificación: las cargas ambientales del sistema se asignan a las distintas categorías de impacto según el tipo de efecto ambiental esperado.
- II. Caracterización: se evalúa el efecto total del sistema de producto sobre cada una de las categorías de impacto ambiental.
- III. Normalización: los resultados de la caracterización se contrastan respecto a un valor de referencia para ver su relevancia.
- IV. Valoración: se evalúa cualitativa o cuantitativamente la importancia relativa de las distintas categorías de impacto y puede dividirse en dos sub-etapas como son la agrupación y la ponderación.

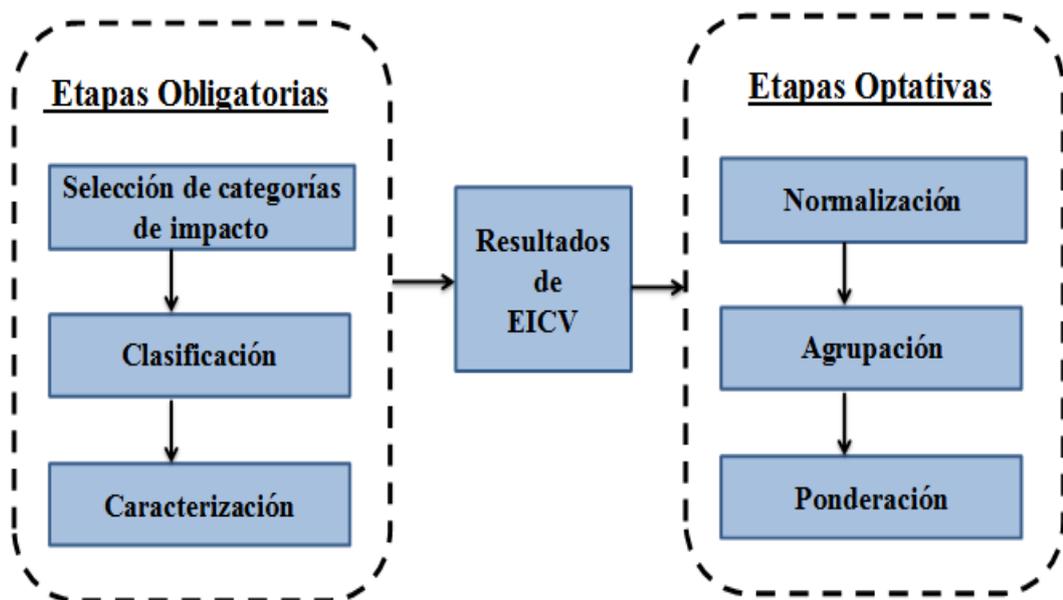


Figura 17. Esquema de Evaluación de Impactos en ACV (Rivela, B., 2010).



La cuestión a resolver en la evaluación de impactos es que los resultados del inventario no se pueden interpretar. Por ello se estudia la contribución del conjunto de todas estas sustancias a una serie de impactos ambientales más o menos conocidos (Torre, N., 2012).

#### **A.3.3.1. Los indicadores ambientales.**

Los indicadores ambientales se definen como variables que mediante la síntesis de la información ambiental, pretenden reflejar el estado de medio ambiente o de algún aspecto de éste en un momento y espacio determinados. Es por ello que estos indicadores adquieren gran valor como herramienta en los procesos de evaluación y de toma de decisiones políticas sobre los problemas ambientales, aunque para ello deben cumplir unos requisitos fundamentales mostrados a continuación (www.climasig.es; GEA, Consultores Ambientales, 2012).

- ❖ Ser científicamente válido, estar basado en un buen conocimiento del sistema descrito y estar basado en datos fiables y de buena calidad.
- ❖ Ser representativo del conjunto y comparable.
- ❖ Ser sensible a los cambios que se produzcan en el medio o en las actividades humanas relacionadas con él.
- ❖ Ofrecer información relevante para el usuario, además de simple y clara para facilitar la comprensión de la misma por parte del usuario especializado.
- ❖ Ser predictivo, de manera que pueda alertar sobre una evolución negativa.
- ❖ Presentar un buen equilibrio coste-efectividad.

Es en la fase de Evaluación de Impacto del ACV (EICV) donde es necesario el uso de esos indicadores con el objetivo de medir la incidencia sobre el medio ambiente y en qué medida se produce ese daño. Para ello se han desarrollado distintos métodos de la evaluación de impacto, los cuales pueden agruparse en dos grandes categorías:



- Los métodos orientados al daño (damage-oriented), los cuales reflejan de una forma más sencilla el problema del impacto ambiental de las emisiones. El ejemplo más utilizado es el Eco-indicador 99 (Goedkoop, M. et al., 2002).
- Los métodos orientados al problema (problem-oriented). Estos son los utilizados en el ámbito industrial y se caracterizan por incluir indicadores de tensión sobre el medio ambiente. Destacan el método CML 2001 (Guinée et al., 2001) o los publicados en “The Sustainability Metrics” (Tallis, B., 1999).

Algunos de los indicadores más significativos se explican a continuación:

**a) CML 2001**

Se trata de un método publicado en el año 1992 por el Centro de las Ciencias Medioambientales de Leiden en Holanda (Guinée et al., 2001; Margallo, M., 2007). Proporciona una lista de categorías mediante las que evaluar los diferentes impactos ambientales. Los grupos pueden verse en la Tabla 18 donde aparecen comparados frente a los grupos que utiliza el Eco-Indicador 99.

**b) Eco-Indicador 99**

El Eco-Indicador 99 es el método cuyo predecesor fue el Eco-Indicador 95 y ambos pertenecen a un grupo de “eco-indicadores”, los cuales con el prefijo eco hacen referencia a tres tipos de daños como son la salud humana (número y duración de enfermedades, cambio climático, efectos cancerígenos, etc.), la calidad del medio ambiente (diversidad de especies, eco-toxicidad, acidificación, eutrofización, etc.) y los recursos (disminución de recursos brutos) (Goedkoop et al., 2002). Este indicador es tanto la base científica del método de evaluación de impacto para el ACV como un método pragmático de eco diseño, el cual ofrece una forma de medir los diversos impactos medioambientales.

Cabe destacar, que el eco-indicador agrupa las categorías en 3 grupos: recursos (combustibles fósiles y minerales), calidad de ecosistema (acidificación, ecotoxicidad y uso de suelos) y de salud humana (radicaciones, efectos respiratorios,



sustancias cancerígenas, destrucción de la capa de ozono y cambio climático). Este último grupo se caracteriza por tener una unidad de medida común como es el Daly (Disability adjusted Life Years), el cual expresa la salud perdida en años por cada kilogramo de emisión.

**Tabla 18. Comparativa de los indicadores ambientales (Rivela, B., 2010)**

<b>CML 2001</b>	<b>Eco-indicador 99</b>
- Agotamiento de recursos abióticos (kg Sb eq)	- Carcinogénicos (DALY)
- Acidificación (kg SO <sub>2</sub> eq)	- Respirables orgánicos (DALY)
- Eutrofización (kg PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> eq)	- Respirables inorgánicos (DALY)
- Calentamiento global (kg CO <sub>2</sub> eq)	- Cambio climático (DALY)
- Agotamiento de la capa de ozono (kg CFC-11)	- Radiación (DALY)
- Toxicidad humana (kg 1,4 DC eq)	- Capa de ozono (DALY)
- Ecotoxicidad acuática de agua dulce (kg 1,4 DC eq)	- Ecotoxicidad (PAF/m <sup>2</sup> /año)
- Ecotoxicidad acuática marina (kg 1,4 DB eq)	- Acidificación y eutrofización (PDF/m <sup>2</sup> /año)
- Ecotoxicidad terrestre (kg 1,4 DB eq)	- Uso del suelo (PDF/m <sup>2</sup> /año)
- Oxidación fotoquímica (kg C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> eq)	- Minerales (MJ surplus)
	- Combustibles fósiles (MJ surplus)

### c) **The Sustainability Metrics**

Teniendo en cuenta el término de desarrollo sostenible, la institución de Ingenieros Químicos (IChemE) ha publicado un grupo de indicadores denominados “The Sustainability Metrics”. Estos indicadores se utilizan para medir la actuación medioambiental de un equipo de operaciones, de una planta o conjuntos de plantas y se dividen en indicadores medioambientales, económicos y sociales (Tallis, B., 1999).

Como todo método tiene sus propias categorías de impacto, las cuales se muestran en la Tabla 19 y que permiten dar una visión general del impacto ambiental analizando cada parte del sistema: entradas y salidas ya sean en forma de efluentes, residuos, emisiones o productos (Aldaco, R. et al., 2008).



Tabla 19. Categorías de Impacto de The Sustainability Metrics.

Categorías de impacto	Unidades
<b>Impactos a la atmosfera</b>	
Acidificación atmosférica	Ton SO <sub>2</sub> eq
Calentamiento global	Ton CO <sub>2</sub> eq
Efectos en la salud humana	Ton benceno eq
Agotamiento de ozono estratosférico	Ton CFC-11 eq
Formación de ozono fotoquímico	Ton etileno eq
<b>Impactos al agua</b>	
Acidificación acuática	Ton protones eq
Demanda acuática de oxígeno	Ton oxígeno eq
Ecotoxicidad(agua de mar) metales	Ton cobre eq
Ecotoxicidad(agua de mar) otros	Ton formaldehido eq
Eutrofización	Ton PO <sub>4</sub> eq
<b>Impactos al suelo</b>	
Usos del suelo	m <sup>2</sup> eq
Residuos	Ton residuos eq

**d) Otros indicadores ambientales.**

A parte de los indicadores anteriores, existen numerosos indicadores utilizados en el Análisis de Ciclo de Vida. En la Tabla 20 se muestran algunos de los más empleados.



Tabla 20. Tabla resumen de otras metodologías con las categorías de impacto que incluyen.

<u>Metodología</u>	<u>Creador</u>	<u>Categorías de impacto ambiental incluidas</u>	<u>Descripción</u>
EDIP/UMIP96 (www.wkap.nl)	Environmental Design of Industrial Products (EDIP)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cambio climático</li> <li>• Destrucción capa ozono</li> <li>• Acidificación y eutrofización</li> <li>• Smog fotoquímico</li> <li>• Ecotoxicidad acuática y del suelo</li> <li>• Toxicidad humana</li> <li>• Residuos y uso de recursos</li> </ul>	Método cuyo desarrollo comenzó en 1996 en Dinamarca. Los factores de normalización están basados en equivalentes por persona en el año 1990.
TRACI (www.epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/traci)	Environmental Protection Agency (EPA US)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Destrucción capa ozono</li> <li>• Cambio climático</li> <li>• Smog fotoquímico y ecotoxicidad</li> <li>• Acidificación y eutrofización</li> <li>• Efectos cancerígenos humana</li> <li>• Agotamiento combustible fósil</li> <li>• Uso de agua y del suelo</li> </ul>	Método desarrollado en 1995 y que supone una herramienta informática para la evaluación de las 12 categorías de impacto que constituyen el método. Muchos de los mecanismos ambientales que soportan las categorías de impacto están soportados por metodologías como el Eco-indicador 99 y CML 2001.
IPCC (www.ipcc.ch)	Intergovernmental Panel on Climate Change	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cambio climático</li> </ul>	Este método, cuya definición comenzó en el año 1988, recoge los factores de caracterización para el potencial del calentamiento global debido a las emisiones al aire.
IMPACT 2002 (www.epfl.ch/impact)	Instituto de tecnología federal suizo de Lausanne (EPFL)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Toxicidad humana</li> <li>• Efectos respiratorios</li> <li>• Radiación ionizante</li> <li>• Destrucción de capa de ozono</li> <li>• Ecotoxicidad acuática y de suelo</li> <li>• Acidificación del suelo y eutrofización</li> <li>• Ocupación del suelo</li> <li>• Cambio climático</li> <li>• Energías no renovables y recursos</li> </ul>	Resulta de una combinación entre los método CML 2001 e IPCC



### **A.3.4. Interpretación del Análisis del Ciclo de Vida (ACV)**

En la interpretación se combina la información obtenida en las fases anteriores de Análisis de Ciclo de Vida. Es además recomendable una revisión crítica una vez finalizado el ACV para verificar que todos los pasos realizados se ajustan a la metodología. Así mismo, todos los datos e informes finales deben ser transparentes, coherentes con los objetivos marcados y ver si reflejan las limitaciones del estudio teniendo lógica desde un punto de vista global obteniendo una serie de conclusiones y/o recomendaciones (Clemente, G. et al., 2005).

Por supuesto, la interpretación del ciclo de vida debe ofrecer una lectura comprensible, completa y coherente de la presentación de resultados de un ACV, de acuerdo con la definición del objetivo y alcance del estudio (Torre, N., 2012).

### **A.4. ACV aplicado a la Gestión de Residuos**

El ACV de un sistema de gestión de residuos se divide en las mismas fases que cualquier otro ACV. La principal diferencia estriba en la composición de entradas y salidas. Tal y como se muestra en la Figura 21, mientras un ACV de un sistema de producción abarca todas las fases del ciclo de vida de uno o varios productos entre los que se distribuyen las cargas ambientales (ACV vertical), el ACV de un sistema de gestión de residuos abarca la última fase del ciclo de vida de multitud de residuos entre los que deben distribuirse también las cargas ambientales del sistema de gestión (ACV horizontal).

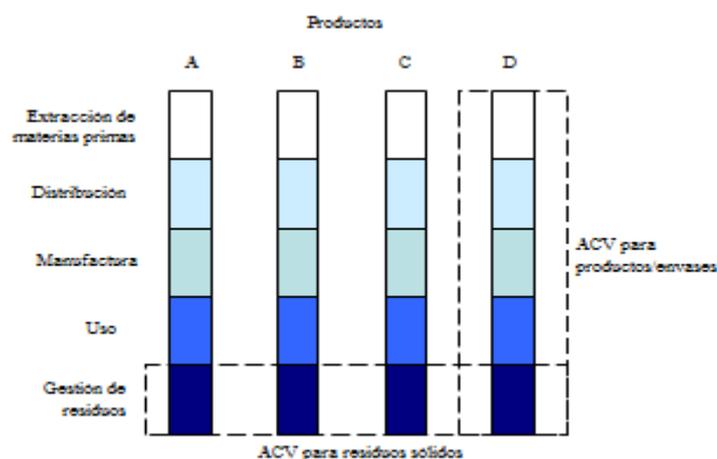


Figura 21. Comparación de los límites del sistema de un ACV de producto y otro de gestión de residuos (Fullana, P. y Puig, R., 1997).



Mientras que normalmente los ACV se refieren a productos, estos en particular se refieren a un proceso: el de eliminación o valorización del residuo (Fullana, P. y Puig, R., 1997).

Diferentes estudios sobre distintas opciones de gestión de residuos han sido publicados. Algunos de ellos comparan diferentes tratamientos en la gestión de residuos (Mendes, M.R., et al., 2004, Liamsanguan, C., et al., 2008, Cherubini, F., et al., 2008), otros comparan las diferentes tecnologías aplicadas en la incineración de RSU (Chen, D., et al., 2010), o simplemente evalúan su impacto ambiental (Riber, C., et al., 2008, Scipioni, A., et al., 2009). También se han realizado estudios con el fin de optimizar la recuperación de energía procedente de los RSU (Giugliano, M., et al., 2007; Torre, N., 2012).

#### **A.5. Antecedentes y objetivos**

Este Trabajo Fin de Carrera se ha realizado dentro del grupo de investigación Sosprocan del Departamento de Ingeniería Química y Química Inorgánica de la Universidad de Cantabria, cuyas principales líneas de investigación son:

1. Intensificación de procesos mediante el uso de un menor número de equipos, así como de equipos de menor tamaño lo que mejora la eficiencia de los mismos.
2. Integración de procesos mediante la introducción de nuevas etapas o cambios en las etapas existentes que conduce a una optimización de las plantas de fabricación y del ciclo de vida de los productos.
3. Desarrollo de indicadores de sostenibilidad que faciliten la toma de decisiones en la industria química.

Dentro de estas líneas de investigación cabe destacar la larga trayectoria del grupo en ACV y sostenibilidad ambiental, lo que dio lugar a distintos Trabajos Fin de Carrera.

Los primeros trabajos se realizaron en el año 2007. En concreto se estudió la viabilidad económica mediante un análisis preliminar del coste asociado al ciclo de



vida de las distintas alternativas para el control de fluoruros de aguas residuales industriales (Ruiz, A., 2007). Así como el análisis ambiental de los procesos de estas alternativas mediante la normalización de indicadores ambientales asociados al Análisis de Ciclo de Vida (Margallo, M., 2007).

Estudios posteriores se han dirigido a continuar con estas líneas de investigación. Así, en el año 2008 se analizó el proceso de fabricación de trifluoruro de aluminio con el fin de conocer y comparar el impacto ambiental de las alternativas de tratamiento de efluentes fluorados: precipitación química y cristalización en reactor de lecho fluidizado (Gandarillas, L., 2008). En el año 2009 se desarrolló una metodología basada en el ACV que permitía comparar las diferentes alternativas para el tratamiento de efluentes fluorados en términos de indicadores ambientales e índices globales (Soto, E., 2009), un estudio de viabilidad medioambiental para la confección de un algoritmo basado en el ACV para determinar la conveniencia o no de extender la recogida selectiva a núcleos de población en la Comunidad Autónoma de Cantabria (Margallo, M., 2009), una evaluación preliminar en términos de sostenibilidad ambiental del tratamiento de aguas residuales urbanas (Fuente, A., 2009) y una estimación preliminar de las cargas ambientales en la tecnología de oxidación electroquímica mediante Análisis de Ciclo de Vida (Mendivil, R., 2009).

Siguiendo con esta línea de investigación, en el año 2010, se desarrolló un estudio basado en el modelado y ACV del tratamiento de aguas residuales mediante el proceso de oxidación electroquímica asistida con energía solar fotovoltaica (Álvarez, G., 2010) y en el año 2011, se estudió la sostenibilidad ambiental del proceso Electrooxidación solar fotovoltaica (ESOF) para el tratamiento de aguas residuales urbanas considerando un procedimiento normalizado basado en el E-PRTR (García, I., 2011). Por último, en el año 2012 se realizó una evaluación de impacto de ciclo de vida de una planta de incineración de residuos sólidos urbanos (Torre, N., 2012) con el fin de evaluar diferentes alternativas en la que se plantean diferentes alternativas de la utilización de la energía generada.

Ampliando la línea de investigación enfocada al ACV, surge este proyecto cuyo principal objetivo es la evaluación de diferentes alternativas de gestión de las escorias y cenizas de una planta incineradora de Residuos Sólidos Urbanos (RSU),



cuantificando las cargas medioambientales y los potenciales impactos asociados a los distintos escenarios planteados.

Para alcanzar este objetivo se plantean una serie de objetivos específicos:

- Definición del escenario actual de incineración de RSU, así como los diferentes escenarios propuestos.
- Recopilación de toda la información referente a la planta de incineración de RSU, es decir, las entradas y salidas del sistema mediante un inventario.
- Recopilación de información sobre las opciones de los distintos tratamientos de escorias y cenizas.
- Selección de indicadores ambientales más apropiados para evaluar el sistema bajo estudio.
- Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida de las diferentes alternativas utilizando el indicador CML 2001.
- Comparación de los resultados obtenidos con el fin de conocer qué escenario es más favorable ambientalmente.



# Desarrollo



### **B.1. Centro Integral de valorización de residuos del Maresme (Barcelona)**

Para realizar el estudio de los diferentes escenarios se ha tomado como referencia el Centro Integral de Valorización de Residuos del Maresme situada en Mataró (Barcelona). La planta está situada al norte de la ciudad de Barcelona y da servicio a la comarca del Maresme la cual está formada por 30 municipios tal y como puede verse en la Figura 22 ([www.amb.cat](http://www.amb.cat)).



Figura 22. Mapa de la comarca del Maresme.

El complejo medioambiental que se puso en funcionamiento en el año 1994, dispone de varias instalaciones como muestra la Figura 23. Existen diferentes zonas perfectamente diferenciadas siendo la primera etapa la planta de clasificación de envases. A continuación, dependiendo del tratamiento pueden conducirse los residuos a la planta de compostaje, de reciclaje o de cogeneración. Así mismo, existe una planta de tratamiento de residuos animales. Por último, se encuentra en el complejo una zona de almacenamiento y una planta termoeléctrica.

Es esta última planta la que se encarga de convertir el vapor generado durante la incineración en energía eléctrica. En concreto se generan alrededor de 86 millones de kWh, de los cuales 73 millones se venden a la red de suministro. Esto es posible gracias a la incineración de más de 175.000 millones de toneladas de Residuos Sólidos Urbanos que permiten dar servicio eléctrico a 407.000 habitantes de la comarca.

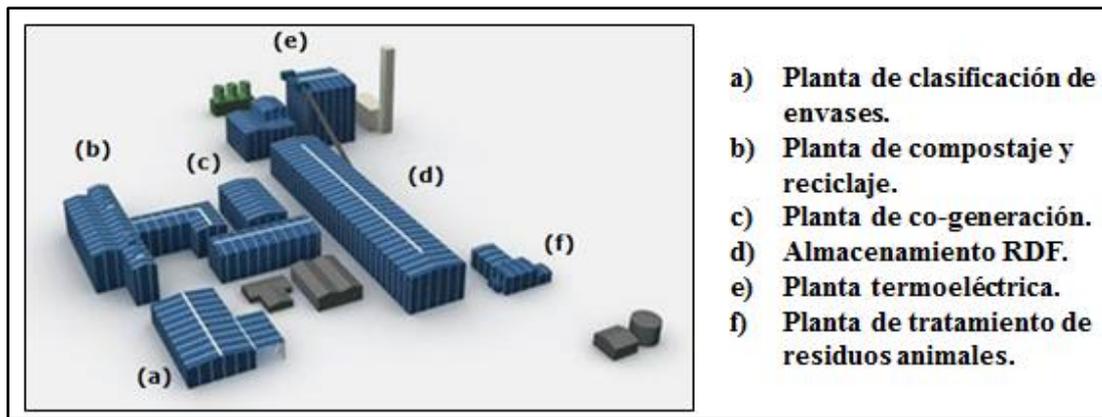


Figura 23. Instalaciones de tratamiento y valorización de Residuos del Maresme (UTETEM).

(Fuente: [www.planta-brossa-maresne.com](http://www.planta-brossa-maresne.com))

En la planta incineradora del Maresme los residuos, con un caudal máximo de 30 toneladas por hora, son almacenados en la fosa de recepción para luego introducirlos en el horno de parrillas. En este punto, se introducen dos corrientes de aire, uno primario de  $45.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$  por cada línea y un aporte adicional de aire secundario de  $15.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$  que se aplica sobre las llamas en la cámara con el objetivo de mejorar la combustión.

La caldera permite el aprovechamiento energético de las temperaturas alcanzadas en los gases de combustión, es decir, puede tratarse como un gran intercambiador de calor de manera que el agua circulante por los tubos de la cámara se transforma en vapor. Así mismo, en la cámara de combustión se realiza una inyección de urea al 45% para neutralizar los  $\text{NO}_x$  producidos siendo un primer tratamiento de los mismos.

Posteriormente, tal y como se muestra en la Figura 24, existen dos grupos de turboalternadores (GTA) anexos a la caldera que transforman la energía mecánica del vapor obtenido en energía eléctrica produciendo unos  $86.000 \text{ MWh/año}$ . Existe además una contribución al Tub Verd, una red de distribución de calor que suministra agua caliente a diferentes usuarios satisfaciendo las necesidades energéticas. De esta manera, se pretende reducir el uso de combustibles fósiles, fuel o gas natural y fomentar el aprovechamiento de unos  $7,5 \text{ toneladas/h}$  de vapor producido en la planta ([www.plantabrossa-maresme.com](http://www.plantabrossa-maresme.com)).

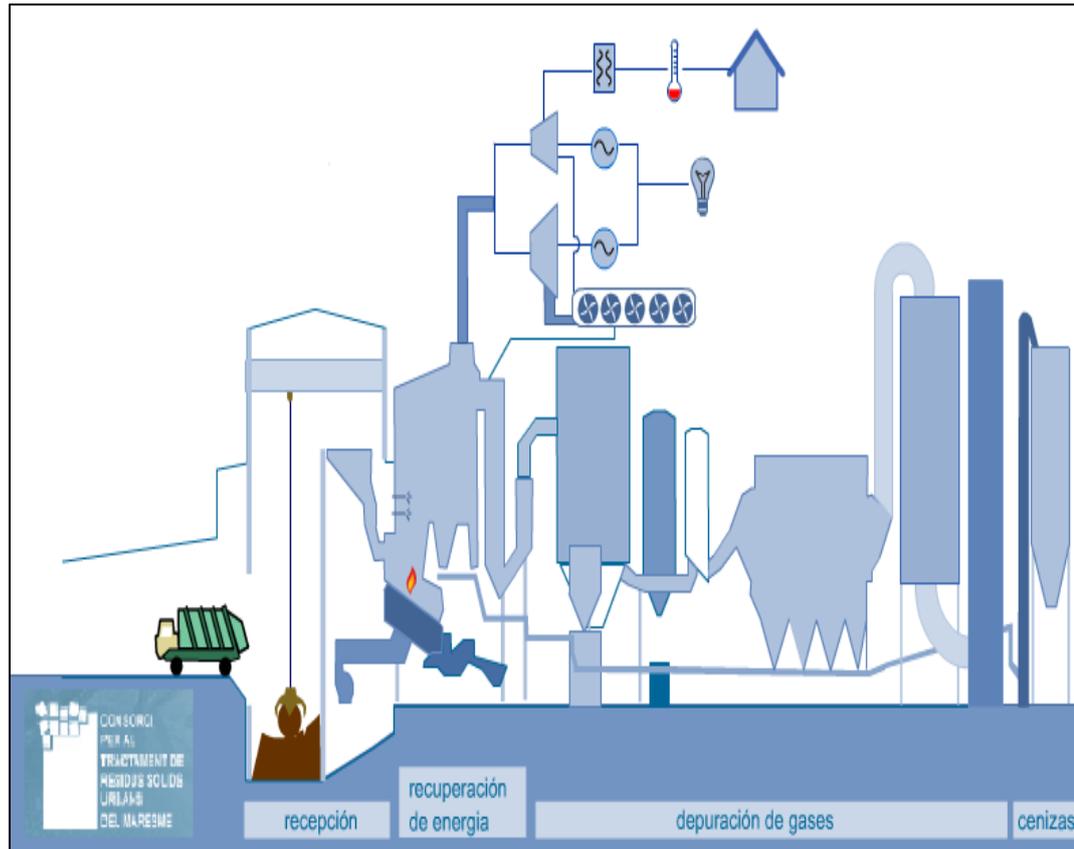


Figura 24. Esquema de la planta incineradora del Maresme ([www.plantabrossa-maresme.com](http://www.plantabrossa-maresme.com))

Para el tratamiento de gases la planta consta de un absorbedor donde depurar químicamente los gases ácidos como HCl, HF o SO<sub>2</sub> entre otros con lechada de cal y agua. Otro sistema es el filtro de mangas donde se depuran físicamente los gases de combustión, en concreto las dioxinas y furanos que se absorben en carbón activo obteniendo resultados muy satisfactorios. En esos filtros también quedan retenidas todas las partículas que se hayan arrastrado de la cámara de combustión como las cenizas volantes.

En la zona final de la planta se encuentra la chimenea de 45 m de altura por donde se emiten los gases resultantes una vez depurados y tratados. Previamente a la emisión se realizan medidas de los diferentes contaminantes comprobando que la concentración se encuentra dentro de los límites legales de emisión y vigentes. Por último, se recogen los residuos sólidos de la incineración como son las cenizas y las escorias para su gestión de manera adecuada por un gestor autorizado ([www.plantabrossa-maresme.com](http://www.plantabrossa-maresme.com)). Otros aspectos relevantes sobre la planta se adjuntan en el Anexo I.



## **B.2. Aplicación de la Metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV)**

Para la realización del Análisis de Ciclo de Vida de los diferentes escenarios propuestos en este TFC se ha empleado el software Gabi 4.4 (PE International, 2011) siguiendo los requerimientos de las normas ISO 14040 e ISO 14044 (ISO 14044, 2006; ISO 14040, 2006).

### **B.2.1. Definición de objetivo y alcance**

#### Definición del objetivo

El objetivo de este estudio es cuantificar las cargas ambientales y los potenciales impactos asociados a una planta de incineración de Residuos Sólidos Urbanos, en concreto, la planta incineradora de Residuos Sólidos Urbanos de Mataró (Barcelona). Adicionalmente se han planteado tres escenarios con el fin de comparar diferentes alternativas de tratamiento de las escorias y las cenizas obtenidas en la incineración determinando el impacto de cada una de ellas:

- Caso 1: Caso base con separación magnética de escorias, estabilización de cenizas y depósito final en vertedero de los materiales inertes.
- Caso 2: Utilización de cenizas para la producción de cemento Portland.
- Caso 3: Utilización de escorias en proceso de vitrificación.

#### Alcance del estudio

- *Unidad funcional:* en este estudio se ha considerado como unidad funcional una tonelada de residuo entrante en la planta, siendo la unidad a la que están referidos todos los datos de entrada y salida del sistema.
- *Límites del sistema:* El estudio se extiende desde la entrada de los residuos al horno hasta su depósito final ya sea como sub-producto en forma de vidrio o cemento, o ya sea depositado en vertedero como etapa de fin de vida. Fuera del sistema se encuentran residuos como grasas, lodos o los residuos líquidos acuosos obtenidos durante el proceso o provenientes de los residuos iniciales



por no disponer de datos de calidad. Así mismo, no se ha considerado el pretratamiento de los residuos mediante el cual se separan fracciones como los envases ligeros, el papel y el cartón, el vidrio o los plásticos. Por último, fuera del sistema se han dejado el transporte de las materias primas y la producción de acero a partir de la escoria metálica o chatarra separada de la inerte mediante la separación magnética. En concreto, esta separación magnética se ha realizado solamente en los escenarios 1 y 2.

- *Hipótesis durante el análisis:* Para analizar el impacto ambiental del transporte de las cenizas y las escorias, se ha tomado una distancia entre la planta incineradora y el vertedero de 36 km que son los que separan la planta del Maresme del vertedero Diposit Controlat de Santa María de Palautordera en Barcelona. Por otra parte, la distancia tomada para el transporte de las cenizas desde la planta incineradora hasta la cementera es de 29 km, distancia a la que se encuentra la empresa Lafarge situada en Moncada i Reixach. La Figura 25 muestra la situación de las diferentes instalaciones.



Figura 25. Situación de la planta incineradora, la cementera y el vertedero.



Para poder comparar las diferentes alternativas se han definido varios subsistemas en los que se dividen los escenarios de manera que algunos sean comunes a varios escenarios.

- **Subsistema (A1):** Tratamiento térmico de RSU y tratamiento de gases.
- **Subsistema (A2):** Separación magnética de la parte metálica de las escorias obteniendo por una parte la escoria metálica y por otro la escoria inerte.
- **Subsistema (A3):** Estabilización de cenizas con cemento y agua.
- **Subsistema (A4):** Producción de cemento con cenizas de RSU.
- **Subsistema (A5):** Proceso de vitrificación de escorias de RSU.
- **Subsistema (A6):** Depósito en vertedero de las escorias o las cenizas.

Los escenarios estudiados están compuestos por los siguientes subsistemas:

**Escenario 1:** Este escenario se ha esquematizado en la Figura 26 y corresponde al caso base. Los subsistemas que se incluyen en este escenario son los correspondientes al tratamiento térmico y tratamiento de gases (Subsistema A1), separación magnética de las escorias dando lugar a la chatarra y escoria inerte (A2) y estabilización de las cenizas con una mezcla de cemento y agua (A3). Por último, las escorias inertes y las cenizas son depositadas en el vertedero como etapa de fin de vida (A6).

**Escenario 2:** En la Figura 27 se muestra el escenario donde las cenizas generadas en la combustión son empleadas como materia prima en la producción de cemento. Para ello se emplea la totalidad de las cenizas obtenidas añadiendo las materias primas necesarias para completar el proceso de producción para obtener cemento Portland.

Comparando el escenario 2 con 1, el tratamiento térmico y de gases (A1), la separación magnética de las escorias (A2) así como el posterior vertido de la parte inerte en vertedero (A6) permanece invariable. Sin embargo, el sistema A3 donde las cenizas se estabilizan se ha sustituido por la producción de cemento Portland (A4).



**Escenario 3:** Este último escenario mostrado en la Figura 28, lleva a cabo la vitrificación de las escorias dando lugar vidrio reciclado como producto. Comparando con el caso base, el tratamiento térmico y de gases (A1), la estabilización de cenizas (A3) y su posterior depósito en vertedero (A6) permanece invariable siendo comunes a ambos escenarios. La diferencia es que la escoria inerte no se lleva a vertedero como en el subsistema A4, sino que se lleva al proceso de vitrificación (A5) dando lugar a vidrio reciclado.

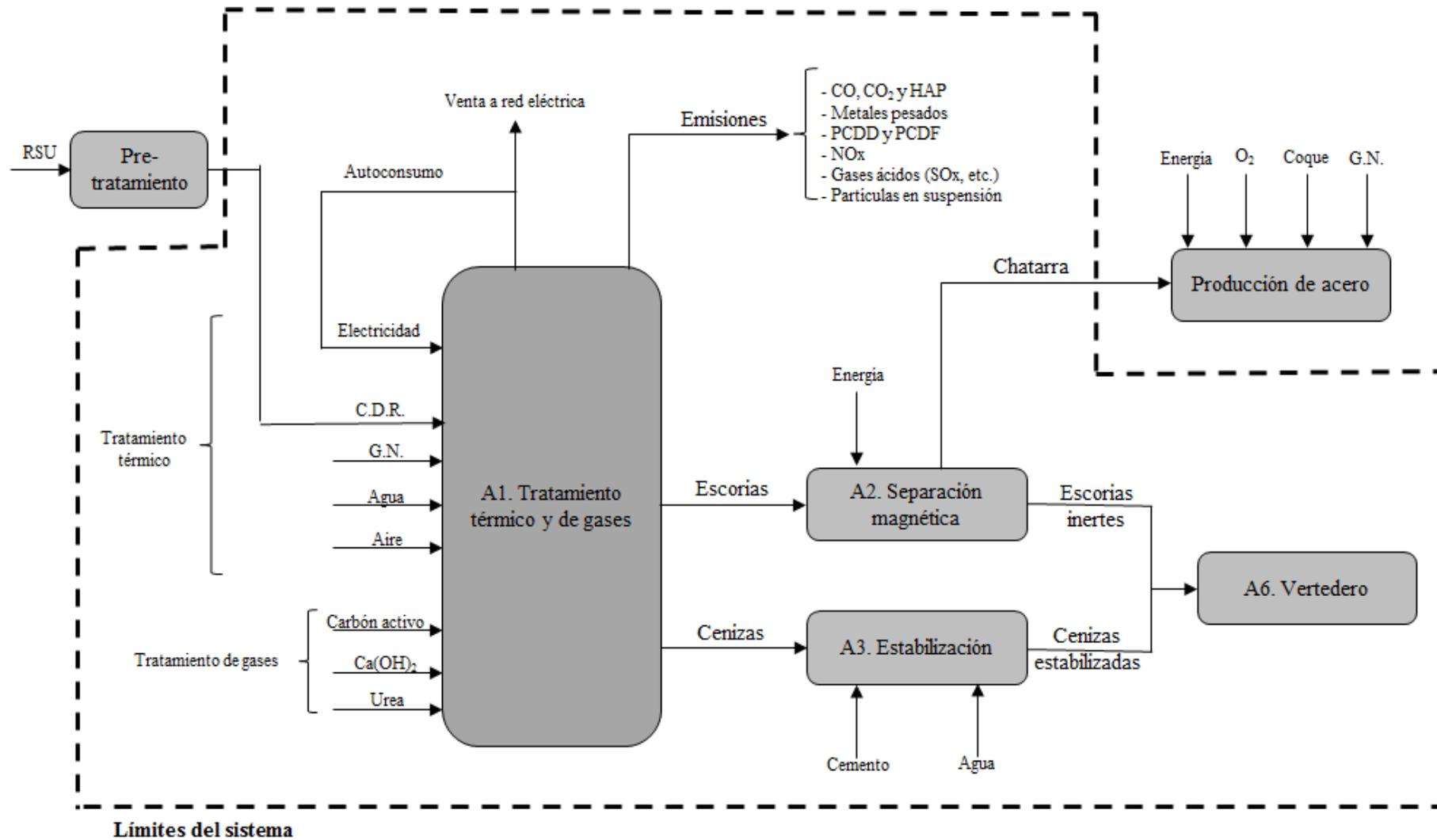


Figura 26. Esquema del proceso del caso base.

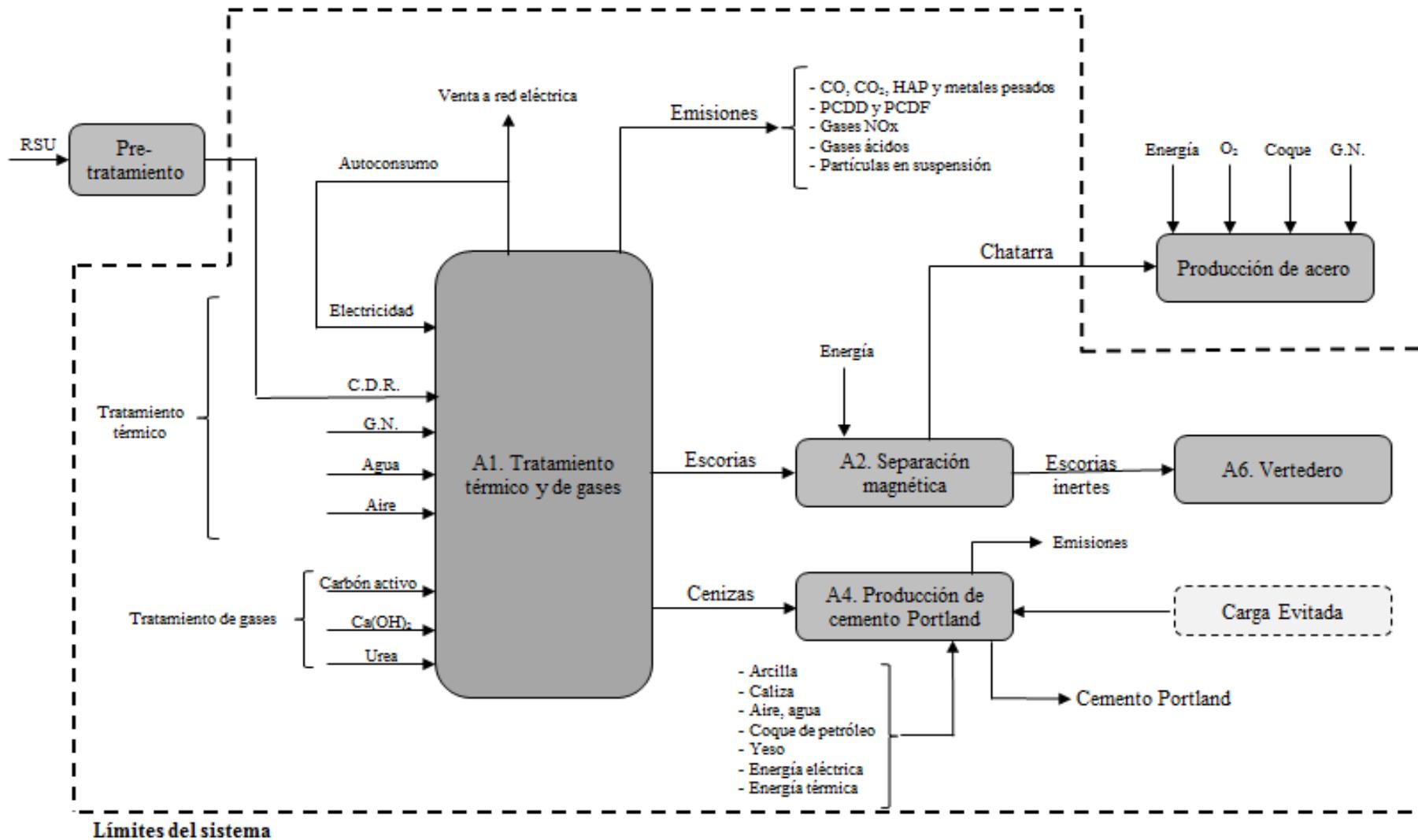


Figura 27. Esquema del proceso utilizando las cenizas en la producción de cemento Portland.

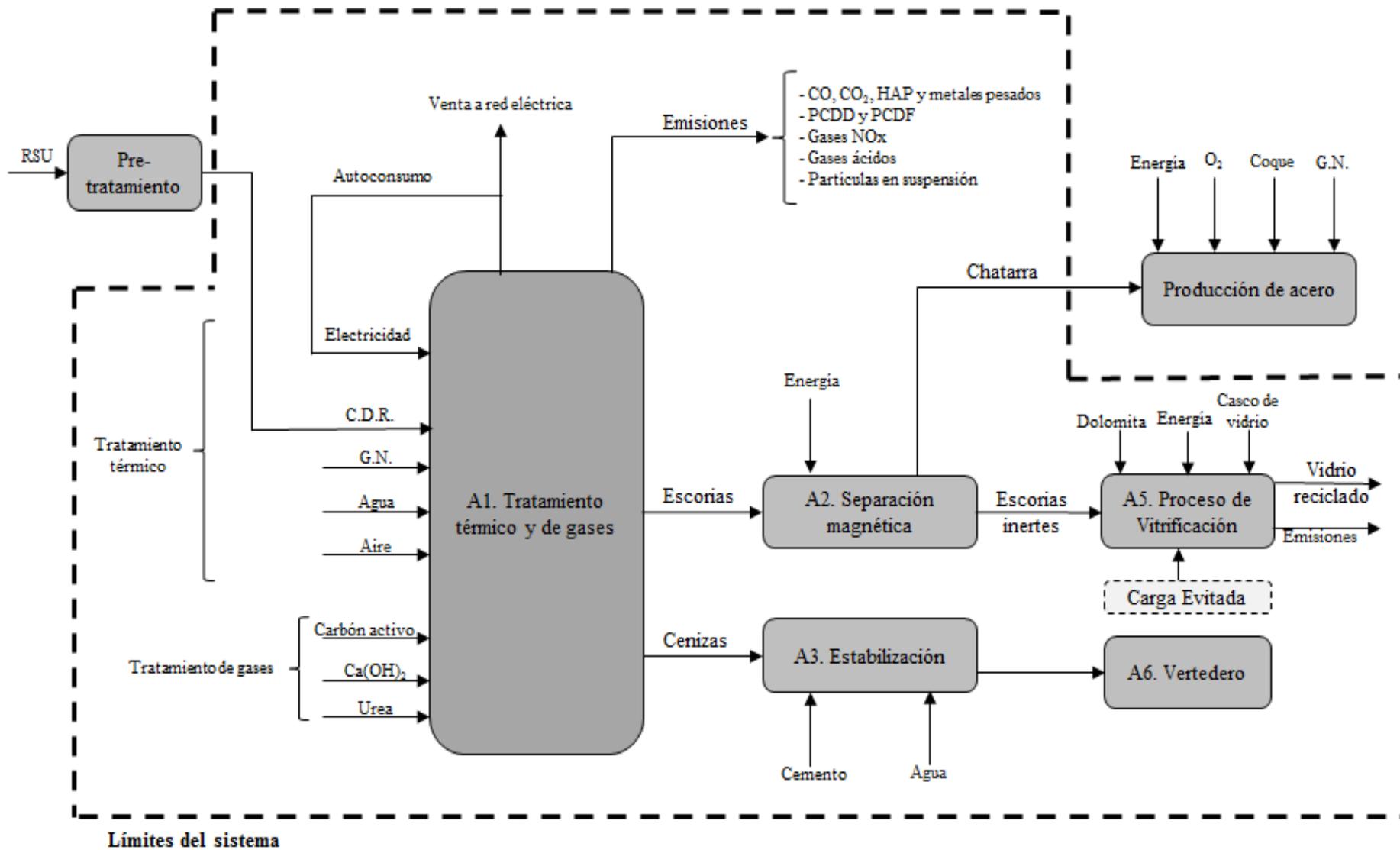


Figura 28. Esquema del proceso utilizando las escorias en el proceso de vitrificaciones.



*- Procedimiento de asignación de cargas utilizado para el análisis:*

Los ACV de residuos y en concreto los procesos de incineración de RSU donde se generan diferentes productos se denominan procesos “multi-entrada” o “multi-salida”. Este tipo de sistemas se caracteriza porque los residuos que entran en la planta están compuestos por diferentes materiales o productos o bien, porque los productos que se obtienen también son diversos incluso pudiendo ser utilizados en otros sistemas (Fullana, P. et al, 2009). Esto plantea una serie de problemas a la hora de realizar el inventario del sistema ya que las emisiones, las entradas de materiales auxiliares o los créditos ambientales producidos pueden deberse a varios flujos de entrada y/o salida. En estos casos la ISO 14040 propone la siguiente jerarquía (Reinout, H. et al, 2007; Tallis, A. et al, 1999):

1. Expansión del sistema: debe aplicarse este método siempre intentando evitar la asignación de cargas.
2. Asignación aplicando el criterio de causalidad: se trata de un método aplicable en el caso de que no pueda emplearse el primero y se basa en criterios de causalidad ya sea física o buscando una relación de causa-efecto.
3. Asignación aplicando otros criterios: método a emplear en el caso de que los dos anteriores sean criterios no causales tales como valores económicos, la masa o el volumen.

En los escenarios estudiados, tanto la producción de cemento como el proceso de vitrificación plantean un problema metodológico a la hora de hacer el balance y calcular las cargas ambientales. Por ello se ha empleado una expansión del sistema que consiste en descontar al sistema principal las cargas ambientales de sistemas alternativos para producir la misma cantidad de producto, en este caso cemento o vidrio reciclado.

Las Figuras 29 y 30 muestran los sistemas de estudio teniendo en cuenta en ambos escenarios las cargas evitadas. De esta manera se ha podido evaluar el impacto medioambiental real viendo la situación más favorable en cada caso.

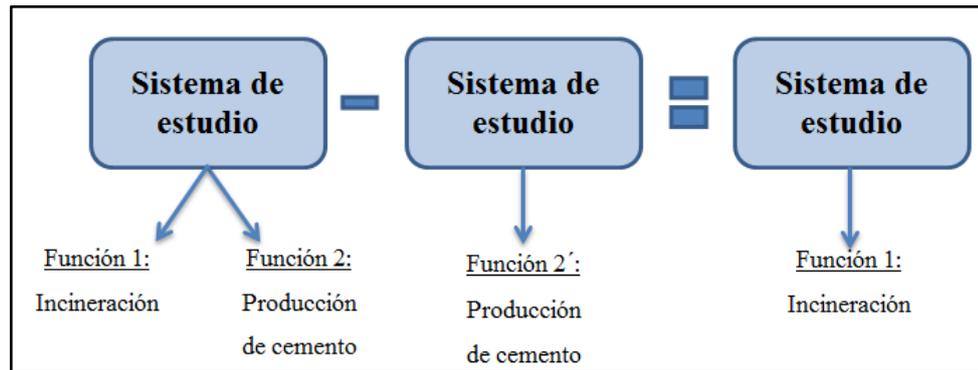


Figura 29. Esquema de la expansión del sistema en el caso de la Producción de Cemento.

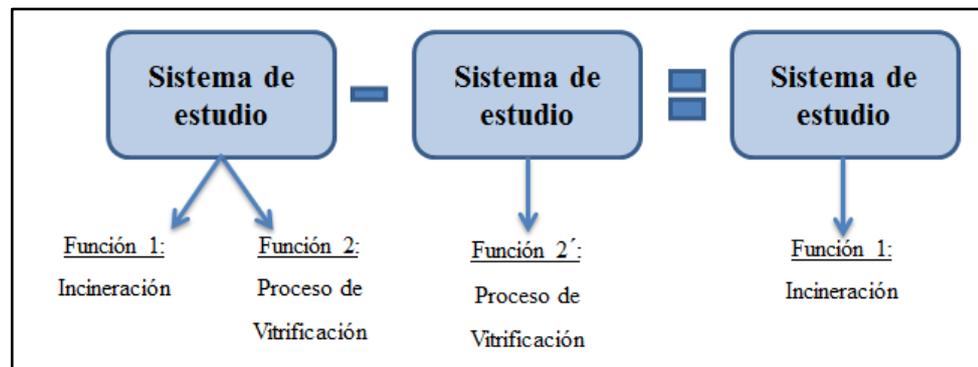


Figura 30. Esquema de expansión del sistema en el caso del Proceso de Vitrificación

### **B.2.2. Inventario de Ciclo de Vida (ICV)**

La fase de inventario tiene como objeto cuantificar las entradas y salidas del sistema. Los datos empleados en este Análisis de Ciclo de Vida se recogen en la Tabla 31 indicando la fuente de información así como el marco temporal y geográfico. De esta manera, se garantizan la calidad de los datos que más tarde repercutirá en la calidad de los resultados. La Tabla 32 muestra el inventario relativo al proceso de incineración de la planta del Maresme, estando todos los datos referidos a una tonelada de RSU, unidad funcional escogida en este trabajo.

Por otro lado, se adjuntan en el Anexo IV del trabajo los inventarios de los procesos de producción de cemento, proceso de vitrificación, separación magnética y solidificación de cenizas mostrando todas las entradas y salidas implicadas.



Tabla 31. Fuentes de información empleadas.

Sustancia	Fuente de información	Marco Temporal	Marco geográfico
Consumo de aire	Página web www.plantabrossa- maresme.com	2012	España
Consumo de vapor de agua			
Consumo Gas Natural	Autorización Ambiental Integrada (AAI), Ministerio de Medio Ambiente	2007	España
Energía eléctrica			
Consumo materias primas: Carbón activo, urea, Ca(OH) <sub>2</sub>			
Escorias y cenizas			
Energía producida	Asociación Española de Valorización Energética de RSU (AEVERSU)	2009	España
Energía vendida a la red			
Autoconsumo de la planta			
Emisiones a la atmosfera	Registro Europeo de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (PRTR)	2009	España
Cantidad RSU incinerados	ECOEMBES	2009	España
Estabilización de cenizas	Ecoinvent	2009	Suiza
Electricidad para transporte de vidrio y separación magnética			



Tabla 32. Inventario de Ciclo de Vida de la planta.

<b>TRATAMIENTO TÉRMICO Y DE GASES</b>			
<b><u>ENTRADAS (referido a 1 tonelada de RSU incinerado)</u></b>			
RSU incinerados (t residuos)	136.477	Autoconsumo (MJ)	351
Electricidad red (MJ)	11,1	Gas natural (kg)	27,9
Vapor de agua (kg)	0,473	Ca(OH) <sub>2</sub> (kg)	12,7
Aire primario (kg)	5465	Carbón activo (kg)	0,776
Aire secundario (kg)	963	Urea 45% (kg)	10,9
<b><u>SALIDAS (referido a 1 tonelada de RSU incinerado)</u></b>			
Energía producida (MJ)	2.271	Antimonio y derivados (kg)	1,71 E-05
Energía vendida (MJ)	1.921	Talio y derivados (kg)	7,55 E-06
Escorias	282	Cadmio y derivados (kg)	1,72 E-05
Cenizas	47,5	Partículas total en suspensión (kg)	1,84 E-02
PCDD y PCDF (kg)	3,44 E-11	Flúor y derivados	1,33 E-03
Arsénico y derivados (kg)	2,16 E-05	Óxidos de azufre SO <sub>x</sub> y SO <sub>2</sub> (kg)	0,135
Cloro y derivados (kg)	0,014	Vanadio y derivados (kg)	3,44 E-06
Óxidos de nitrógeno (kg)	1,09	Cobalto y derivados (kg)	3,74 E-06
Cobre y derivados (kg)	1,59 E-05	Níquel y derivados (kg)	1,21 E-05
Plomo y derivados (kg)	1,33 E-04	Cromo y derivados (kg)	1,29 E-05
Manganeso y derivados (kg)	1,50 E-05	Mercurio y compuestos derivados (kg)	7,47 E-06
Monóxido de carbono (kg)	0,105	Dióxido de carbono (kg)	415,5



### **B.2.3. Evaluación del impacto de Ciclo de Vida (EICV)**

Una vez se han obtenidos los datos del inventario, deben interpretarse analizando y evaluando los impactos producidos por las cargas ambientales. Es decir, deben traducirse los resultados numéricos a indicadores ambientales. en este caso se ha aplicado el método de evaluación de impacto CML2001, método desarrollado por el Centro de las Ciencias Medioambientales de Leiden (Holanda) el cual agrupa las categorías de impacto en:

- ✓ Categorías de impacto obligatorias las cuales se usan en la mayoría de los Análisis de Ciclo de Vida.
- ✓ Categorías de impacto adicionales que complementan cierta información pero que no suelen emplearse en los estudios de ACV de manera convencional.

Las categorías se muestran en la Tabla 33, cuya información aparece ampliada en el Anexo II de la memoria.

Tabla 33. Categorías de impacto CML 2001 (Torre, N., 2012).

<b>Categoría de Impacto</b>	<b>Abreviatura empleada</b>	<b>Unidades</b>
Acidificación Potencial	AP	Kg SO <sub>2</sub> eq.
Calentamiento global potencial	GWP	Kg CO <sub>2</sub> eq.
Creación potencial de ozono fotoquímico	POCP	Kg Etileno eq.
Potencial ecotoxicidad acuática de agua dulce	FAETP	Kg 1,4 Diclorobenceno eq
Potencial ecotoxicidad terrestre	TETP	Kg 1,4 Diclorobenceno eq.
Potencial eutrofización	EP	Kg Fosfato eq.
Reducción potencial de la capa de ozono	ODP	Kg CFC-11 eq.
Potencial toxicidad humana	HTP	Kg 1,4 Diclorobenceno eq.



#### **B.2.4. Interpretación de los resultados del Análisis de Ciclo de Vida**

Una vez se han extraído los resultados se procede a su interpretación de manera que puedan sacarse las conclusiones oportunas. Para ello se han analizado los diferentes escenarios planteados.

❖ **Escenario 1: Caso base de incineración con separación magnética de las escorias y estabilización de las cenizas.**

En la Tabla 34 se detallan los impactos ambientales de cada una de las categorías, detallando los valores para cada uno de los sub-sistemas así como el total del escenario. A la vista de los resultados, las categorías de calentamiento global (GWP) y de toxicidad humana (HTP) son las que presentan un mayor impacto debido a la emisión de gases de efecto invernadero como CO<sub>2</sub> o metano entre otros, así como metales pesados entre los que se encuentran Co, Hg, Cr, As o Ni y las dioxinas y furanos (HTP).

Este impacto ambiental podría verse reducido introduciendo un sistema de control de temperatura que se traduzca en una disminución de formación de dioxinas y furanos a la salida de la planta. Así mismo, para reducir la cantidad de CO<sub>2</sub> emitido a la atmósfera podría hacerse reaccionar con hidróxido de sodio (NaOH) obteniendo como producto bicarbonato sódico (NaHCO<sub>3</sub>) con uso en alimentación animal, alimentación humana y múltiples aplicaciones industriales (Comisión Europea, 2006).

Analizando las diferentes fases del proceso de la planta, puede observarse que el impacto de la separación magnética, la estabilización de las cenizas, el transporte y el vertedero tanto de las cenizas como de las escorias son poco significativos respecto al tratamiento térmico, siendo en casi todos los casos menores del 5 %. Hay una excepción del impacto de la separación magnética en la categoría de agotamiento de ozono estratosférico (ODP) que alcanza el 11,81%, esto es debido a la producción de la energía necesaria para llevar a cabo la separación, durante la cual se emiten ciertas sustancias como compuestos trihalogenados y halones. Otra excepción es el impacto del vertedero de cenizas que alcanza un valor del 8,83 % también en la categoría de ozono estratosférico (ODP) por los mismos motivos.



**Tabla 34. Resultados correspondientes al Escenario 1 (Estabilización de cenizas y separación magnética de escorias)**

	Total	Tratamientos térmico y de gases		Separación magnética escorias		Vertedero de escorias		Estabilización de cenizas		Transporte		Vertedero de cenizas	
		Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%
AP (Kg SO <sub>2</sub> eq)	1,02 E+00	<b>9,83 E-01</b>	96,37	1,47 E-02	1,54	1,27 E-02	1,24	3,17 E-03	0,31	4,10 E-03	0,41	1,58 E-02	1,45
EP (Kg fosfato eq)	1,72 E-01	<b>1,68 E-01</b>	97,67	6,34 E-04	0,36	2,15 E-03	1,23	5,29 E-04	0,31	7,00 E-04	0,40	2,16 E-03	1,24
FAETP (Kg 1,4 DCB eq)	1,14 E-01	<b>1,01 E-01</b>	88,59	5,41 E-03	3,74	6,64 E-03	4,82	1,06 E-03	0,93	1,26 E-03	1,10	6,50 E-03	4,27
GWP ( Kg CO <sub>2</sub> eq)	<b>4,74 E+02</b>	<b>4,61 E+02</b>	97,25	1,97 E+00	0,41	2,56 E+00	0,44	5,31 E-01	0,11	6,71 E-01	0,14	8,63 E+00	1,72
HTP (1,4 DCB eq)	<b>1,68 E+01</b>	<b>1,63 E+01</b>	97,02	1,78 E-01	1,06	7,28 E-02	0,33	1,63 E-02	0,09	2,55 E-02	0,15	3,02 E-01	1,59
ODP (Kg CFC-11 eq)	2,92 E-06	<b>2,31 E-06</b>	79,11	3,45 E-07	11,81	5,11 E-09	0,17	1,43 E-09	0,04	1,46 E-09	0,05	2,58 E-07	8,83
POCP (Kg etileno eq)	5,53 E-02	<b>5,25 E-02</b>	94,93	8,92 E-04	1,61	1,31 E-03	2,36	3,47 E-04	0,62	3,62 E-04	0,65	1,24 E-03	2,24
TETP (Kg 1,4 DCB eq)	3,79 E-01	<b>3,63 E-01</b>	95,78	2,64 E-03	0,69	1,95 E-03	0,51	4,44 E-04	0,11	4,49 E-04	0,12	1,32 E-02	3,48



El tratamiento térmico y el de gases representan el mayor impacto en todas las categorías estudiadas como muestra la Tabla 35. Esta etapa puede subdividirse a en la producción y uso de vapor, de la energía, de gas natural, el proceso de combustión y en los reactivos empleados para el tratamiento de gases. Analizando cada una de las contribuciones parciales puede observarse como es la etapa de combustión la que tiene mayor impacto en las categorías de acidificación, eutrofización, toxicidad humana, toxicidad terrestre, creación de ozono fotoquímico y toxicidad acuática. Esto es debido principalmente a las diferentes emisiones que se producen durante el proceso de combustión entre las que destacan los gases de efecto invernadero (GWP), los óxidos de nitrógeno (EP), los gases ácidos (AP), metales pesados (HTP, FAETP, TETP), dioxinas y furanos (TETP, HTP) y compuestos orgánicos volátiles (POCP, FAETP).

Por otro lado, en la categoría de reducción potencial de la capa de ozono es el tratamiento de gases el que presenta el mayor impacto. Esto es debido a las emisiones relacionadas con el consumo y producción de los diferentes reactivos para el tratamiento de los gases de combustión como urea, carbón activo o hidróxido de calcio. En concreto es la urea la que más contribuye por su elevada toxicidad y por emplearse en mayor cantidad para el tratamiento de los óxidos de nitrógeno.

Tabla 35. Contribución de cada etapa durante los tratamientos térmico y de gases.

	Total	Energía	Gas Natural	Combustión	Vapor	Reactivos para tratamiento de gases
<b>AP</b> (Kg SO <sub>2</sub> eq)	9,83 E-01	1,42 E-03 (0,15 %)	5,15 E-02 (5,41 %)	<b>8,99 E-01</b> <b>(94,43 %)</b>	2,69 E-05 (0,002%)	3,09 E-02 (3,14 %)
<b>EP</b> (Kg fosfato eq)	1,68 E-01	1,11 E-04 (0,07 %)	3,10 E-03 (1,84 %)	<b>1,42 E-01</b> <b>(84,52 %)</b>	3,55 E-06 (0,002 %)	2,32 E-02 (13,81 %)
<b>FAETP</b> (Kg 1,4 DCB eq)	1,01 E-01	1,16 E-03 (1,53 %)	3,46 E-02 (34,25 %)	<b>4,00 E-02</b> <b>(39,60 %)</b>	1,53 E-05 (0,02 %)	2,48 E-02 (24,55 %)
<b>GWP</b> ( Kg CO <sub>2</sub> eq)	<b>4,61 E+02</b>	8,35 E-01 (0,19 %)	1,17 E+01 (2,53 %)	<b>4,15 E+02</b> <b>(90,02 %)</b>	3,15 E-02 (0,007 %)	3,38 E+01 (7,33 %)
<b>HTP</b> (1,4 DCB eq)	<b>1,63 E+01</b>	2,41 E-02 (0,15 %)	4,14 E-01 (2,61 %)	<b>1,55 E+01</b> <b>(95,09 %)</b>	1,96 E-04 (0,001 %)	3,38 E-01 (2,07 %)
<b>ODP</b> (Kg CFC-11 eq)	2,31 E-06	1,39 E-07 (14,31 %)	8,32 E-07 (36,01 %)	0,00 E+00 (0 %)	4,55 E-11 (0,001 %)	<b>1,34 E-06</b> <b>(58,01 %)</b>



Continuación Tabla 35. Contribución de cada etapa durante los tratamientos térmico y de gases.

	Total	Energía	Gas Natural	Combustión	Vapor	Reactivos para tratamiento de gases
<b>POCP (Kg etileno eq)</b>	5,25 E-02	9,57E-05 (0,19 %)	9,34 E-03 (17,79 %)	<b>3,99 E-02 (76,01 %)</b>	3,26 E-06 (0,006 %)	3,20 E-03 (6,09 %)
<b>TETP (Kg 1,4 DCB eq)</b>	3,63 E-01	5,86 E-04 (0,18 %)	2,28 E-02 (6,28 %)	<b>2,96 E-01 (81,54 %)</b>	1,12 E-05 (0,003 %)	4,30 E-02 (11,84)

❖ Escenario 2: Utilización de cenizas procedentes de incineración de RSU como materia prima en la producción de Cemento Portland.

En la Tabla 36 se detallan los impactos ambientales correspondientes al análisis del Escenario 2. Cabe destacar la presencia de porcentajes superiores o inferiores al 100% debido a que existen cargas evitadas por la utilización de cenizas procedentes de la incineración de RSU que se emplean en producir cemento Portland. Analizando las categorías, son de nuevo el calentamiento global y la toxicidad humana las que presentan un mayor impacto por los mismos motivos que en el escenario anterior.

Evaluando las distintas partes del proceso, puede considerarse poco significativos el impacto correspondiente al vertedero de escorias por tener un aporte mínimo respecto al resto de etapas analizadas. El tratamiento térmico junto con el de gases es la etapa que representa el mayor aporte al impacto ambiental en las categorías de calentamiento global, toxicidad humana, reducción potencial de la capa de ozono y ecotoxicidad de agua dulce. Esto se debe principalmente a la emisión de sustancias como metales pesados, dioxinas y furanos (HTP y FAETP), halones y compuestos trihalogenados (ODP) y gases de efecto invernadero (GWP).

En la Tabla 37 se detalla el impacto de los procesos incluidos en el tratamiento térmico para las categorías de calentamiento global, la ecotoxicidad acuática de agua dulce y la toxicidad humana. En todas las categorías es la combustión la que supone un mayor impacto siendo próximo al 90 % en dos de ellas debido a la emisión de gases de efecto invernadero producidos durante la combustión de los RSU (GWP). Así mismo, la emisión de dioxinas y furanos juntos con metales pesados durante la combustión supone un impacto importante sobre la salud de las personas (HTP)



**Tabla 36. Resultados correspondientes al Escenario 2 (Reutilización de cenizas en la producción de cemento).**

	Total	Tratamientos térmico y de gases	Separación magnética de escorias	Transporte total	Vertedero de escorias	Producción de cemento		
						Total producción cemento	Producción de cemento con cenizas	Producción de cemento convencional (carga evitada)
AP ( Kg SO <sub>2</sub> eq)	4,53 E+00	9,96 E-01 (21,01 %)	1,44 E-02 (0,31 %)	3,27 E-03 (0,07 %)	5,56 E-03 (0,12 %)	<b>3,52 E+00</b> (77,70 %)	3,98 E+00	-4,61 E-01
EP (Kg fosfato eq)	4,71 E-01	1,69 E-01 (35,88 %)	6,34 E-04 (0,13 %)	4,89 E-04 (0,10 %)	1,02 E-03 (0,21 %)	<b>3,01 E-01</b> (63,91 %)	3,66 E-01	-6,51 E-02
FAETP (Kg 1,4 DCB eq)	3,66 E-02	<b>1,05 E-01</b> (286,88 %)	5,41 E-03 (14,78 %)	3,74 E-03 (10,21 %)	4,27 E-04 (1,16 %)	-7,45 E-02 (-203,55 %)	1,02 E-01	-1,76 E-01
GWP (Kg CO <sub>2</sub> eq)	<b>5,21 E+02</b>	<b>4,63 E+02</b> (88,86 %)	1,97 E+00 (0,37 %)	8,02 E-01 (0,15 %)	7,78 E-01 (0,14 %)	5,59 E+01 (10,72 %)	3,16 E+02	-2,60 E+02
HTP (Kg 1,4 DCB eq)	<b>1,21 E+01</b>	<b>1,65 E+01</b> (136,36 %)	1,78 E-01 (1,47 %)	2,97 E-02 (0,24 %)	1,42 E-02 (0,11 %)	-4,44 E+00 (-36,69 %)	4,87 E+00	9,32 E+00
ODP (Kg CFC-11 eq)	5,19 E-07	<b>2,52 E-06</b> (485,54 %)	3,45 E-07 (66,47 %)	2,97 E-09 (0,57 %)	1,81 E-10 (0,03 %)	-2,14 E-06 (-412,33 %)	2,04 E-06	-4,18 E-06
POCP (Kg etileno eq)	2,47 E-01	5,33 E-02 (21,57 %)	8,92 E-04 (0,36 %)	3,38 E-04 (0,13 %)	5,92 E-04 (0,23 %)	<b>1,93 E-01</b> (78,13 %)	2,29 E-01	-3,64 E-02
TETP (Kg 1,4 DCB eq)	2,20 E+00	3,65 E-01 (16,59 %)	2,64 E-03 (0,12 %)	1,10 E-03 (0,05 %)	1,16 E-04 (0,005 %)	<b>1,84 E+00</b> (83,63 %)	2,26 E+00	-4,28 E-01



Por último, esa emisión de metales como Zinc, Níquel, Vanadio, Mercurio o Arsénico entre otros junto con dioxinas y furanos, supone una repercusión importante sobre el medio acuático de agua dulce (FAETP) que puede causar daños irreparables sobre ciertos ecosistemas. Estas emisiones son debidas principalmente a la etapa de combustión así como a la extracción y uso del gas natural empleado como combustible.

Tabla 37. Impacto de cada una de las contribuciones en el tratamiento térmico y de gases.

	Total	Energía	Gas Natural	Combustión	Vapor	Reactivos para tratar gases
<b>FAETP</b> (Kg 1,4 DCB eq)	<b>1,05 E-01</b>	5,41 E-03 (5,15 %)	<b>3,46 E-02</b> (32,95 %)	<b>4,00 E-02</b> (38,09 %)	1,53 E-05 (0,01 %)	2,48 E-02 (23,61 %)
<b>GWP</b> ( Kg CO <sub>2</sub> eq)	<b>4,63 E+02</b>	1,97 E+00 (0,42 %)	1,17 E+01 (2,52 %)	<b>4,15 E+02</b> (89,63 %)	3,15 E-02 (0,006 %)	3,38 E+01 (7,30 %)
<b>HTP</b> (1,4 DCB eq)	<b>1,65 E+01</b>	1,78 E-01 (1,07 %)	4,14 E-01 (2,51 %)	<b>1,55 E+01</b> (93,93 %)	1,96 E-04 (0,001 %)	3,37 E-01 (2,04 %)

Por otro lado, es la etapa de producción de cemento Portland la que supone un mayor impacto en las etapas de acidificación, eutrofización, toxicidad terrestre y creación de ozono fotoquímico. Esto es debido a las emisiones que se producen durante la producción del cemento, en concreto, gases ácidos (AP), compuestos derivados de nitrógeno (EP) y algunos compuestos orgánicos volátiles (POCP) entre otros que contribuyen a estas categorías.

Cabe destacar que a pesar de la carga evitada al utilizar las cenizas generadas en la incineración de RSU para la producción de cemento, este proceso supone un elevado impacto ambiental debido a las emisiones originadas en el horno en el que se produce el clínker contribuyendo a las distintas categorías de impacto ambiental.



Dentro del proceso de producción se han incluido las etapas de extracción y uso de las distintas materias primas, el uso de combustibles y de energía y la etapa de horno para la producción de clínker. A pesar de que la producción de cemento no tiene asociada la generación de residuos ni de vertidos, las emisiones suponen un impacto importante y la mayoría se originan en el horno de producción de clínker destacando (Guía Oficemen, 2012):

- ✓ Compuestos NO<sub>x</sub> debido al nitrógeno que entra en la corriente de aire (EP).
- ✓ CO<sub>2</sub> proveniente de la descarbonatación de la caliza y del propio proceso de combustión (GWP).
- ✓ Partículas de cemento y materias primas.
- ✓ SO<sub>2</sub> en pequeña cantidad debido a la descarbonatación e impurezas que puedan contener las materias primas (AP).
- ✓ Otros compuestos minoritarios como cloruros, fluoruros, monóxido de carbono, compuestos orgánicos y metales pesados debido a la composición de las materias primas y las condiciones de trabajo (HTP, FAETP, TETP, HTP, POCP, GWP)

Relacionando este tipo de emisiones con los resultados mostrados en la Figura 38, es lógico que más del 88% del impacto en la categoría de acidificación sea en el proceso de combustión en el horno para obtener clínker debido a las emisiones de dióxido de azufre que se emiten a la atmosfera procedentes del horno. Lo mismo ocurre con la eutrofización donde la combustión supone casi el 93% del impacto total. Esto es debido a la emisión de NO<sub>x</sub> por llevar a cabo el proceso en presencia de nitrógeno en exceso que es introducido en la mezcla de aire inicial además de las emisiones al agua que también contribuyen de manera significativa a esta categoría.

En el caso de la toxicidad terrestre el valor que supone la combustión es superior al 98% debido a los metales pesados emitidos, siendo poco significativos los procesos de obtención y procesado de las materias primas como la caliza, el combustible o la energía térmica. Por último, la creación de ozono fotoquímico presenta de nuevo un impacto más importante por parte del proceso de producción del clínker debido a la emisión de compuestos orgánicos volátiles así como



monóxido de carbono y dióxido de nitrógeno que contribuyen en gran medida al impacto en esta categoría.

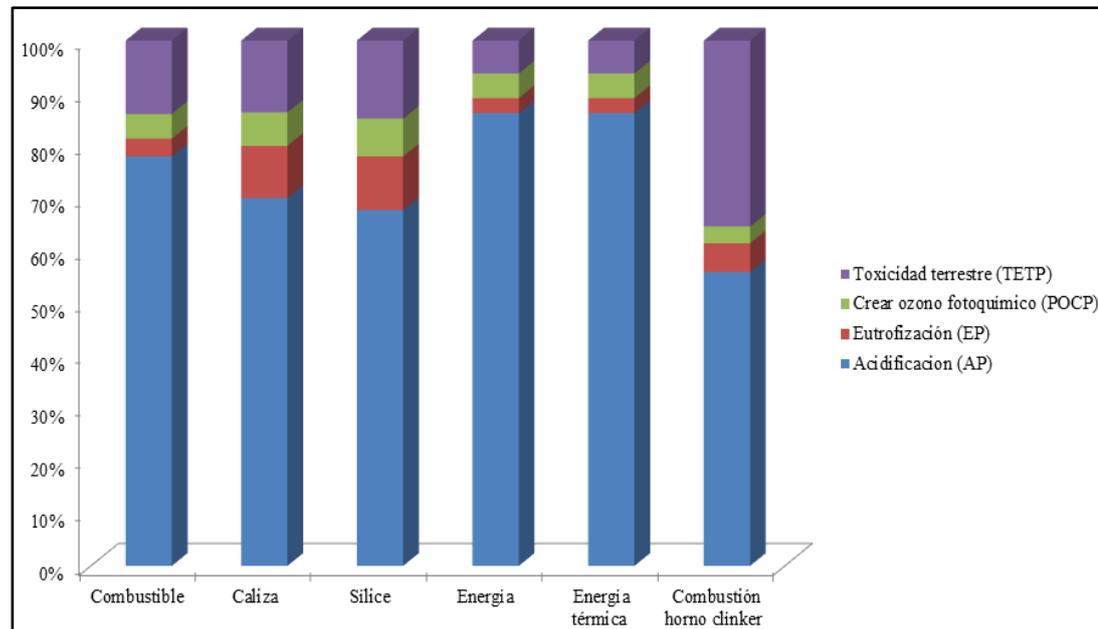


Figura 38. Comparativa de los factores de impacto en la fase de tratamiento térmico.

Con el objetivo de reducir o eliminar ciertas emisiones y por tanto disminuir el impacto ambiental en ciertas categorías, se plantean medidas correctoras como puede ser la sustitución de ciertos combustibles como el carbón. De esta manera, al llevarse a cabo el proceso de producción en el horno las emisiones en  $\text{CO}_2$  se verán reducidas en un porcentaje bastante elevado (Guía Oficemen, 2012). Así mismo, se puede introducir un pre-tratamiento de la materia prima donde se examine la cantidad de metales pesados o determinadas sustancias que contiene previniendo que en la etapa del horno se conviertan en emisiones a la atmosfera (MTD-España, 2011).

Si estas medidas no son suficientes, podrían añadirse sistemas de retención de partículas como ciclones o filtros de mangas a la salida del horno. Nuevos sistemas como la biofiltración permitirían eliminar los compuestos inorgánicos y los compuestos orgánicos volátiles presentes en la corriente de gases mediante la oxidación con microorganismos hasta  $\text{CO}_2$ , agua y biomasa. En cualquiera de los casos, habría que tener en cuenta las ventajas e inconvenientes de cada sistema y ver cuál es el más idóneo de acuerdo a las características de la planta y los gases producidos.



❖ **Escenario 3: Utilización de escorias en el proceso de vitrificación para obtener vidrio reciclado.**

En la Tabla 39 se detallan los valores finales de los impactos en cada una de las categorías correspondientes al escenario 3. Al igual que ocurría en el escenario 2 (utilización de cenizas en producción de cemento), aparecen en la tabla porcentajes superiores e inferiores al 100% debido a que vuelven a entrar en juego cargas evitadas por la utilización de las escorias en el proceso de vitrificación.

Analizando las categorías, una vez más son el calentamiento global y la toxicidad humana las que presentan un mayor impacto ambiental. Como en casos anteriores, esto es debido a la emisión de gases de efecto invernadero (GWP) así como de metales pesados, dioxinas y furanos (HTP).

La producción de vidrio es la etapa del proceso que mayor impacto ambiental presenta en las categorías de acidificación, calentamiento global, reducción de la capa de ozono, creación de ozono fotoquímico y ecotoxicidad acuática de agua dulce. Esto es debido a las emisiones de gases ácidos entre los que destaca el dióxido de azufre (AP), gases de efecto invernadero (GWP), metales pesados (FAETP), compuestos orgánicos volátiles (POCP) y halones (ODP), emisiones características que aparecen en este tipo de procesos.

**Tabla 40. Contribuciones en el proceso de vitrificación.**

	Total	Producción de vidrio convencional	Proceso de vitrificación	
			Proceso de combustión	Energía
AP (Kg SO <sub>2</sub> eq)	2,72 E+00	-3,15 E+00	<b>5,38 E+00</b>	4,80 E-01
FAETP (Kg 1,4 DCB eq)	4,37 E-01	-3,61 E-01	<b>6,21 E-01</b>	1,76 E-01
GWP (Kg CO <sub>2</sub> eq)	6,41 E+01	0,00 E+00	0,00 E+00	<b>6,41 E+01</b>
ODP (Kg CFC-11 eq)	1,12 E-05	0,00 E+00	0,00 E+00	<b>1,12 E-05</b>
POCP (Kg etileno eq)	1,36 E-01	-1,51 E-01	<b>2,58 E-01</b>	2,91 E-02



**Tabla 39. Resultados correspondientes al Escenario 3 (Reutilización de escorias en el proceso de vitrificación).**

	Total	Tratamiento térmico y de gases	Transporte	Estabilización de cenizas	Vertedero de cenizas	Producción de Vidrio		
						Total	Producción de vidrio (carga evitada)	Proceso de vitrificación
<b>AP (Kg SO<sub>2</sub> eq)</b>	3,29 E+00	5,74 E-01 (17,44 %)	3,88 E-04 (0,01 %)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	<b>2,72 E+00</b> <b>(82,67 %)</b>	-3,15 E+00	5,86 E+00
<b>EP (Kg fosfato eq)</b>	9,59 E-02	<b>1,06 E-01</b> <b>(110,53 %)</b>	2,87 E-05 (0,03 %)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	-1,02 E-02 (-10,63 %)	-3,09 E-02	2,07 E-02
<b>FAETP (Kg 1,4 DCB eq)</b>	7,98 E-01	3,62 E-01 (45,36 %)	8,69 E-04 (0,11 %)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	<b>4,37 E-01</b> <b>(54,76 %)</b>	-3,61 E-01	7,98 E-01
<b>GWP (Kg CO<sub>2</sub> eq)</b>	1,18 E+02	5,38 E+01 (45,59 %)	6,68 E-02 (0,05 %)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	<b>6,41 E+01</b> <b>(54,32 %)</b>	0, 00 E+00	6,41 E+01
<b>HTP ( Kg 1,4 DCB eq)</b>	5,24 E+01	<b>4,64 E+01</b> <b>(88,55 %)</b>	5,46 E-03 (0,01 %)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	6,02 E+00 (11,48 %)	-3,02 E-01	6,32 E+00
<b>ODP (Kg CFC-11 eq)</b>	1,16 E-05	3,94 E-08 (0,33 %)	1,03 E-09 (0,008 %)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	<b>1,12 E-05</b> <b>(96,55 %)</b>	0, 00 E+00	1,12 E-05
<b>POCP (Kg etileno eq)</b>	1,60 E-01	2,40 E-02 (15,01 %)	5,28 E-05 (0,03 %)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	<b>1,36 E-01</b> <b>(85,00 %)</b>	-1,51 E-01	2,88 E-01
<b>TETP (Kg 1,4 DCB eq)</b>	2,74 E+00	<b>2,65 E+00</b> <b>(96,71 %)</b>	3,67 E-04 (0,01%)	0, 00 E+00 (0%)	0, 00 E+00 (0%)	8,61 E-02 (3,14 %)	-4,23 E-06	8,61 E-02



La Tabla 40 muestra la contribución de cada etapa en el proceso global de producción de vidrio pudiendo observar como es el proceso de combustión durante el proceso de vitrificación la etapa que más afecta a categorías como acidificación, toxicidad acuática de agua dulce y creación potencial de ozono fotoquímico. Por otro lado, es la energía necesaria para llevar a cabo el proceso de vitrificación la que contribuye en mayor medida a las categorías de calentamiento global y reducción de la capa de ozono.

Por otro lado, el tratamiento térmico junto con el de gases donde se incluye el proceso de incineración de los RSU, es la fase que presenta mayor impacto en las categorías de eutrofización, toxicidad humana y toxicidad terrestre. Se trata de categorías donde se tienen en cuenta sustancias como las dioxinas y furanos, diferentes metales pesados como Cobalto, Níquel o Cadmio así como algunos compuestos orgánicos, de ahí que los valores obtenidos sean altos ya que son sustancias que se forman durante el proceso de incineración de residuos debido a su composición.

En la Tabla 41 se detalla el impacto de cada etapa del tratamiento térmico en cada una de las categorías, así como su aporte porcentual. Comparando las diferentes etapas, es la combustión la que supone el mayor impacto con un porcentaje superior al 99% de contribución del total de cada categoría por los mismos motivos que en los casos anteriores.

**Tabla 41. Contribuciones en el tratamiento térmico y de gases.**

	<b>Total</b>	<b>Diésel</b>	<b>Gas Natural</b>	<b>Combustión</b>	<b>Agua</b>	<b>Reactivos para tratamiento de gases</b>
<b>EP (Kg fosfato eq)</b>	<b>1,06 E-01</b>	2,87E-05 (0,03 %)	6,66E-05 (0,06 %)	<b>9,94E-02 (93,77 %)</b>	1,88E-04 (0,18 %)	6,25 E-03 (5,89 %)
<b>HTP (1,4 DCB eq)</b>	4,64E+01	5,46E-03 (0,01 %)	8,90E-03 (0,02 %)	<b>4,62E+01 (99,56 %)</b>	1,12E-02 (0,02 %)	9,22 E-02 (0,19 %)
<b>TETP (Kg 1,4 DCB eq)</b>	2,65E+00	3,67E-04 (0,01 %)	4,90E-04 (0,02 %)	<b>2,63E+00 (99,24 %)</b>	1,13E-04 (0,004 %)	1,18 E-02 (0,71 %)



### ❖ Comparación de Escenarios 1 (estabilización de cenizas) y 2 (reutilización de cenizas en la producción de cemento)

Los escenarios 1 (estabilización de cenizas) y 2 (reutilización de cenizas en la producción de cemento) tienen el tratamiento térmico y el de gases, la separación magnética de escorias y el vertedero de escorias en común por lo que el impacto en ambos es el mismo. La diferencia viene marcada porque las cenizas se estabilicen con cemento y agua y se lleven a un vertedero o se empleen como materia prima en la producción de cemento. De acuerdo a la Figura 42 puede verse como es el Escenario 1 (estabilización de cenizas) el más favorable para las categorías de acidificación, eutrofización, toxicidad terrestre y creación de ozono fotoquímico. Esto se debe a que el proceso de producción del cemento con cenizas procedentes de incinerar RSU produce emisiones de gases ácidos (AP), gases NO<sub>x</sub> (EP), metales pesados (TETP) y compuestos orgánicos volátiles (POCP) en mayor medida que si las cenizas son estabilizadas y depositadas en el vertedero.

Por el contrario, es el Escenario 2 (producción de cemento con cenizas) el que produce un menor impacto siendo más favorable en categorías como la toxicidad humana, la reducción de la capa de ozono y la ecotoxicidad acuática de agua dulce. Esto sucede porque la producción de cemento con cenizas procedentes de la incineración de RSU es una carga evitada que se traduce en un efecto positivo en estas categorías emitiendo por ejemplo, menos gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono (GWP) o menor cantidad de dioxinas y furanos (HTP).

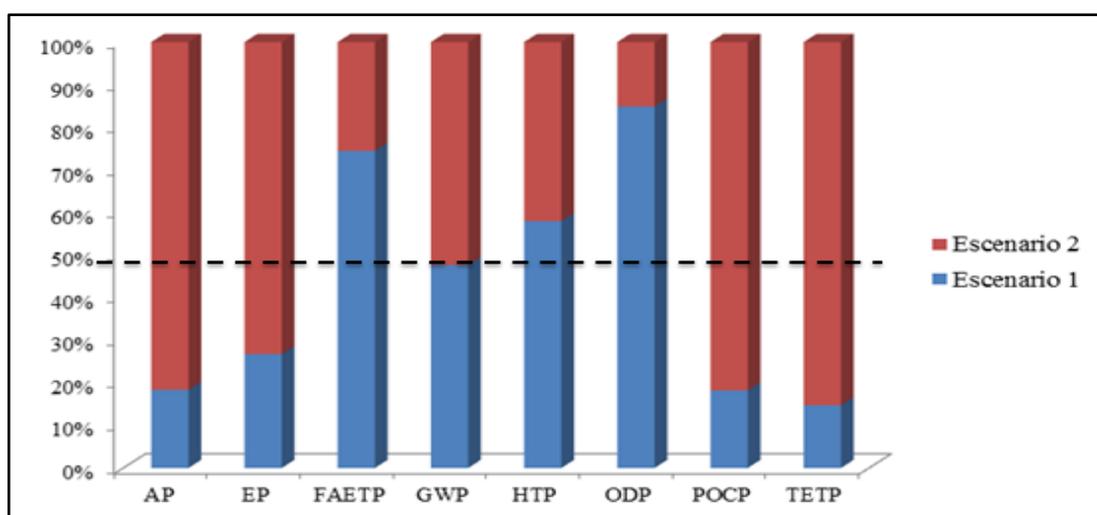


Figura 42. Perfil comparativo de los Escenario 1 (estabilización de cenizas) y 2 (reutilización de cenizas en la producción de cemento) para todas las categorías de impacto ambiental.



Por último, destacar que la categoría que más impacto genera en ambos escenarios es el calentamiento global con valores de 522 kg de CO<sub>2</sub> equivalente/tn RSU en el Escenario 1 (estabilización de cenizas) y 474 kg de CO<sub>2</sub> equivalente/tn RSU en el Escenario 2 (producción de cemento con cenizas). Estas emisiones de gases de efecto invernadero entre las que destacan las de dióxido de carbono se deben a la descarbonatación de la caliza en el Escenario 2 y al proceso de combustión en el Escenario 1 y que suponen un impacto importante a tener en cuenta.

La Tabla 43 presenta el perfil ambiental del escenario de mejora propuesto comparado con la situación actual. La alternativa propuesta, donde las cenizas se utilizan en la producción de cemento, significa una mejora ambiental en las categorías de calentamiento global (-9,19 %), toxicidad humana (-27,38 %), reducción de la capa de ozono (-82,15%) y la ecotoxicidad acuática de agua dulce (-65,71 %) mientras que empeora en las categorías restantes.

Tabla 43. Comparativa de la situación actual con la situación de mejora.

Categoría de impacto	Escenario 1 (Situación actual)	Escenario 2 (Situación de mejora)	% de mejora
AP ( Kg SO <sub>2</sub> eq)	1,02 E+00	4,53 E+00	344,11 %
EP (Kg fosfato eq)	1,72 E-01	4,72 E-01	174,41 %
FAETP (Kg 1,4 DCB eq)	1,14 E-01	3,91 E-02	<b>-65,71 %</b>
GWP (Kg CO <sub>2</sub> eq)	5,22 E+02	4,74 E+02	<b>-9,19 %</b>
HTP (Kg 1,4 DCB eq)	1,68 E+01	1,22 E+01	<b>-27,38 %</b>
ODP (Kg CFC-11 eq)	2,92 E-06	5,21 E-07	<b>-82,15 %</b>
POCP (Kg etileno eq)	5,53 E-02	2,48 E-01	348,46 %
TETP (Kg 1,4 DCB eq)	3,79 E-01	2,20 E+00	480,47 %



❖ **Comparación de Escenarios 1 (separación magnética) y 3 (reutilización de escorias en el proceso de vitrificación).**

Los Escenarios 1 (separación magnética) y 3 (proceso de vitrificación) tienen el tratamiento térmico, el tratamiento de gases, la estabilización y vertedero de cenizas en común por lo que el impacto en ambos escenarios es el mismo. La diferencia viene dada por el tratamiento de las escorias que bien se puede utilizar en el proceso de vitrificación o someterse a una separación magnética y envío de la escoria inerte a vertedero. De acuerdo a la Figura 44, el Escenario 3 (proceso de vitrificación) es el que resulta más favorable en categorías como la acidificación, creación de ozono estratosférico y toxicidad terrestre. Esto se debe a que el depósito de las escorias en vertedero así como al consumo de energía necesaria para la separación magnética implican emisiones de SO<sub>2</sub> (AP) y ciertos metales pesados (FAETP) entre otras que hacen que el impacto sea mayor en el Escenario 1 que en el 3. Por otra parte, el Escenario 1 solo presenta un menor impacto en la categoría de eutrofización ya que el proceso de vitrificación implica emisiones NO<sub>x</sub> que aumentan el valor en esta categoría, así como el vertido a las aguas de estas sustancias por emplear agua durante el proceso de producción de vidrio con el objetivo de controlar la temperatura.

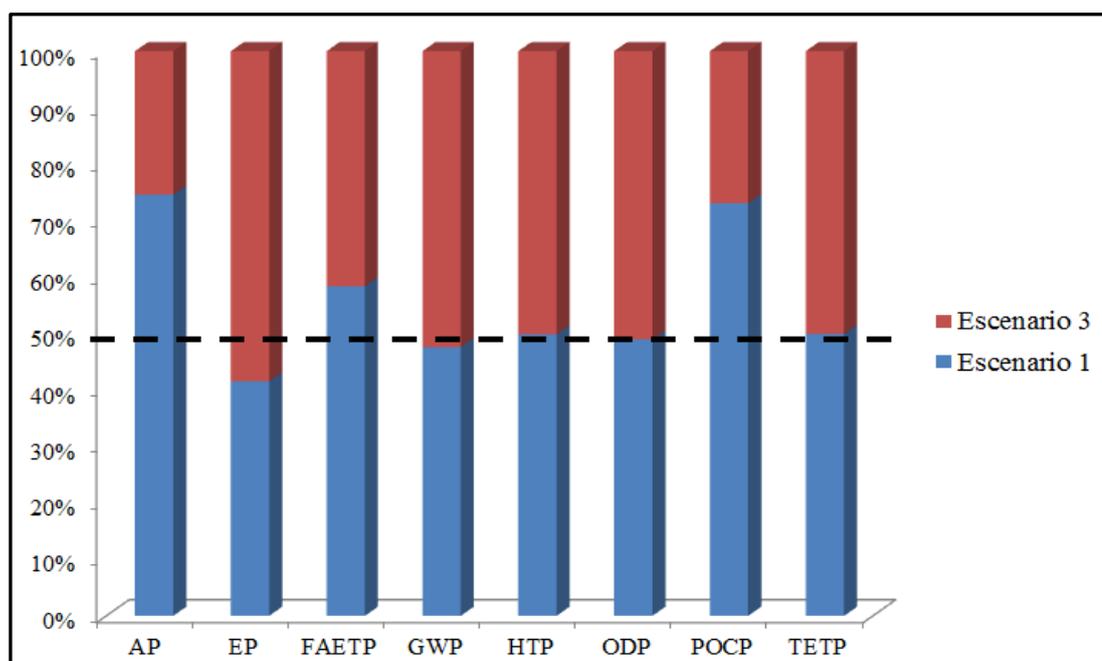


Figura 44. Perfil comparativo de los Escenario 1 (separación magnética) y 3 (reutilización de escorias en el proceso de vitrificación) para todas las categorías e impacto ambiental



En la comparación de los Escenario 1 y 3 se observa como en tres categorías el valor el impacto ambiental es prácticamente el mismo: calentamiento global, reducción de la capa de ozono y toxicidad terrestre. Esto se traduce en un impacto ambiental similar de ambos procesos tanto si las escorias se sometan a una separación magnética para su posterior depósito en un vertedero o si se sometan a un proceso de vitrificación.

Por último, la Tabla 45 muestra los porcentajes de mejora que supone sustituir la separación magnética de las escorias y el posterior vertido de la parte inerte por un proceso de vitrificación donde se obtenga vidrio reciclado. Las categorías de acidificación, toxicidad acuática de agua dulce y creación de ozono fotoquímico presentan una mejora significativa respecto del escenario actual pudiendo señalar al proceso de vitrificación como una alternativa favorable frente al vertido de las escorias. Por el contrario, supone una desventaja en las categorías de eutrofización y calentamiento global. En una situación neutral puede verse como las categorías de toxicidad humana y toxicidad terrestre permanecen prácticamente iguales en ambos escenarios.

Tabla 45. Comparativa de la situación actual con la situación de mejora.

Categoría de impacto	Escenario 1 (Situación actual)	Escenario 3 (Situación de mejora)	% de mejora
AP (Kg SO <sub>2</sub> eq)	3,29 E+00	1,12E+00	<b>-65,95 %</b>
EP (Kg fosfato eq)	9,59 E-02	1,35E-01	40,77 %
FAETP (Kg 1,4 DCB eq)	7,98 E-01	5,69E-01	<b>-28,69 %</b>
GWP (Kg CO <sub>2</sub> eq)	1,18 E+02	1,30E+02	10,16 %
HTP (Kg 1,4 DCB eq)	5,24 E+01	5,27E+01	0,57 %
ODP (Kg CFC-11 eq)	1,16 E-05	1,21E-05	4,31 %
POCP (Kg etileno eq)	1,60 E-01	5,90E-02	<b>-63,12 %</b>
TETP (Kg 1,4 DCB eq)	2,75 E+00	2,74E+00	<b>-0,36 %</b>



# Conclusiones



Las conclusiones finales de este trabajo se presentan a continuación:

- Se ha desarrollado un estudio de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) con el fin de comparar las diferentes alternativas de uso y fin de vida de las escorias y cenizas generadas en la incineración de RSU.
- Son las categorías de calentamiento global y toxicidad humana las que presentan un mayor impacto ambiental en todos los escenarios estudiados. Esto es debido a la emisión de gases de efecto invernadero y dioxinas y furanos que se producen durante los procesos.
- Los procesos que más impacto generan son el tratamiento térmico y de gases, producción de cemento Portland y proceso de vitrificación. En concreto, el aporte viene dado principalmente por las emisiones procedentes de la combustión de los residuos, la etapa de combustión para la producción de clínker y el proceso de combustión para producir vidrio reciclado.
- El Escenario 1 (estabilización de cenizas y separación magnética de escorias) presenta mayor impacto ambiental que el Escenario 2 (reutilización de cenizas en la producción de cemento) en las categorías de ecotoxicidad acuática de agua dulce, toxicidad humana y reducción potencial de la capa de ozono. Esto es debido a la producción de cemento necesario para la estabilización de las cenizas y el impacto evitado asociado a la reutilización de las cenizas.
- El Escenario 1 (estabilización de cenizas y separación magnética de escorias) presenta resultados similares al Escenario 3 (reutilización de escorias en el proceso de vitrificación) excepto en las categorías de ecotoxicidad acuática de agua dulce, acidificación y creación de ozono fotoquímico que presenta un impacto mayor donde el Escenario 1 tiene mayor impacto.
- La utilización de cenizas procedentes de la incineración de RSU para la producción de cemento Portland presenta numerosas ventajas desde el punto de vista de impacto medioambiental al tratarse de una carga evitada. Esto se da en todas las categorías excepto en las de eutrofización, acidificación, toxicidad terrestre y creación de ozono fotoquímico donde sigue siendo más favorable el depósito de las cenizas en un vertedero.
- Es conveniente el estudio de alternativas para las escorias y las cenizas con el propósito de darle una etapa de uso en lugar de depositarlos en vertedero ya que



en la actualidad supone un problema importante tanto de espacio como desde el punto de vista de la lixiviación por contener pequeñas cantidades de metales pesados.



# **Bibliografía**

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Agencia Europea de Estadística, EUROSTAT. <http://www.eurostat.com>. [Consultado: 10 de enero de 2012].
- Aldaco, R., Ibáñez, R., Ortiz, I., Margallo, M., Miñambres, C., Sastre, M.A., Fernández, J.A. et al. (2008). *Adaptación al Registro Europeo de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (E-PRTR) en la Comunidad Autónoma de Cantabria*. Cantabria. Dpto. Ingeniería Química y Química Inorgánica. Universidad de Cantabria.
- Álvarez, E. (2010). *Modelado y análisis de ciclo de vida del tratamiento de aguas residuales mediante el proceso de oxidación electroquímica asistida con energía solar*. Trabajo Fin de Carrera, Ingeniero Químico. Universidad de Cantabria.
- Asociación Española de Valorización Energética de Residuos Sólidos Urbanos, AEVERSU. [Disponible en: [www.aeversu.com](http://www.aeversu.com)]
- Astrup, P. (2006). *Treatment and utilization of MSWI bottom ashes in Denmark*. Environmental aspects of utilization of MSWI bottom ash as subbase in road construction. 6<sup>o</sup> International Conference on the Environmental and Technical Implications of construction with alternative materials. Science and Engineering of Recycling for Environmental Protection, Wascon.
- Barbieri, L. Corradi, A. y Lancelloti, I. (2000) *Bulk and sintered glass-ceramics by recycling incinerator bottom ash*. Journal European Ceramics Society. 20, 2477-2483.
- Barbieri, L., Lancelloti, T., Manfredini, T., Queralt, I., Rincón, J.M. y Romero, M. (1999). *Design, obtainment and properties of glasses and glass-ceramics from coal fly ashes*. Fuel, 78 (2), 271-286.
- Ballesteros, S., Parga, J. y Rincón, J.M. (2010). *El proceso de vitrificación*. Revista Ciencia y Desarrollo. Disponible en: [www.conacyt.gob.mx/comunicacion/revista/243/Articulos/Vitrificacion/Vitrificacion2.html](http://www.conacyt.gob.mx/comunicacion/revista/243/Articulos/Vitrificacion/Vitrificacion2.html).
- Chen, D., Christensen, T.H. (2010). *Life Cycle assessment (EASEWASTE) of two municipal solid waste incineration technologies in China*. Waste

- Management & Research, 28. 508-519.
- Cherubini, F., Bargigli, S., Ulgiati, S. (2008). *Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy*. Waste Management, 28. 2552–2564.
  - Clemente, G. (2005). *Análisis de Ciclo de Vida: Aspectos metodológicos y casos prácticos*. Ed. Universidad Politécnica de Valencia.
  - Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. (2012). *Subsistema de Climatología Ambiental*. Disponible en: [www.climasig.es](http://www.climasig.es). [Consultado: 15 de febrero de 2013]
  - Cortés, A. (1987). Ideas básicas sobre la fabricación del vidrio. Curso sobre las materias primas para cerámica y vidrio. Editorial Sociedad Española de Cerámica y vidrio, Madrid, 227-233.
  - Ecoinvent. Swiss Centre of Life Cycle Inventories. Report 13 on Waste Incineration part II.
  - Elías, X. (2000). *Reciclaje de residuos industriales*. Ediciones Díaz de Santos, Madrid. ISBN: 84-7978-437-7.
  - Elías, X. (2006). *Reciclaje de residuos industriales. Residuos Sólidos Urbanos y fangos de depuradora*. Editorial Díaz de Santos, capítulo 7, 464-473.
  - Elías, X. (2012). *Tratamiento y valorización energética de residuos*. Ediciones Díaz de Santos. Madrid. Versión libro electrónico, 550-560. ISBN: 978-84-9969-141-1.
  - European Commission, (2010). *Cement, Lime and Magnesium Oxide Manufacturing Industries*. BREF, Reference Document on Best Available Techniques. Disponible en: [www.elsevier.com/locate/rescanrec](http://www.elsevier.com/locate/rescanrec).
  - BREF, European Commission (2006). Reference document on the best available techniques for waste incineration.
  - Fullana, P. y Puig, R. (1997). *Análisis de ciclo de vida*. Ed. Rubes.
  - Fuente, A. (2009). *Estudio y evaluación preliminar en términos de sostenibilidad ambiental del tratamiento de aguas residuales urbanas*. Trabajo fin de Carrera. Universidad de Cantabria.
  - Gandarillas, L. (2008). *Análisis de ciclo de vida (ACV) del proceso de*

*fabricación de trifluoruro de aluminio: alternativas al tratamiento de efluentes fluorados.* Trabajo Fin de Carrera. Universidad de Cantabria.

- García, I. (2011). *Sostenibilidad ambiental del proceso ESOF para el tratamiento de aguas residuales urbanas considerando un procedimiento normalizado basado en el E-PRTR.* Trabajo Fin de Carrera. Universidad de Cantabria.
- GEA, Consultores ambientales. (2012). *Calidad ambiental, indicadores ambientales.* Disponible en: [www.geaconsultores.com/](http://www.geaconsultores.com/). [Consultado: 15 de febrero de 2013].
- Generalitat de Catalunya. (2012). *Área Metropolitana de Barcelona* [Sitio web]. Barcelona. Disponible en: [www.amb.cat](http://www.amb.cat). [Consultado: 30 de enero de 2013.]
- Giugliano, M., Grosso, M., Rigamonti, L. (2008). *Energy recovery from municipal waste: A case study for a middle-sized Italian district.* Waste management, 28 (1), 39-50.
- Goedkoop, M. and R. Spriensma. (2002). *The Eco-Indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment- Methodology report* (PreConsultants BV) [Disponible en: [www.pre.nl](http://www.pre.nl)].
- Guía Oficemen PRTR Sector del Cemento. (2009). Agrupación de fabricantes de cemento de España.
- Guinée, J.B. (2001). *Life Cycle Assessment. An operational Guide to the ISO Standard.* Centre of Environmental Science, Leiden University (CML), The Netherlands.
- Hoy King Lam, C. y Barford, J.P. (2011). *Utilization of municipal solid waste incineration ash in Portland cement clinker.* Department of Chemical and Biomolecular Engineering Hong Kong University of Science and Technology.
- Huntzinger, D. y Eatmon, T.D., (2009). *A life-cycle assessment of Portland cement manufacturing: comparing the traditional process with alternative technologies.* Journal of Cleaner Production. 17, 668-675. Disponible en: [www.elsevier.com/locate/jclepro](http://www.elsevier.com/locate/jclepro). [Consultado: 27 de diciembre de 2012]
- Kikuchi, R. (2001). *Recycling of municipal solid waste for cement*

*production: pilot-scale test for transforming incineration ash of solid waste into cement Clinker. Resources, Conservation and Recycling, 31. 137-147.*

- Lam, C.H., Ip, A.W., Barford, J. and McKaylam, G. (2010) *Use of Incineration MSW Ash: Review. Sustainability, 2. 1943-1968. ISSN: 2071-1050*
- Lapa, N. et al. (2002). *Ecotoxicological assessment of leachates from MSWI bottom ashes. Waste Manage, 22, 583-593.*
- Liamsanguan, C., Gheewala, S.H. (2008). *LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems. Journal of Environmental Management ,87 (1). 132-138.*
- Lleó Alonso, A. (2008). *Tratamiento térmico de Residuos. Vaersa, Millorem el Medi Ambient. Desarrollo de Infraestructuras de Residuos y Calidad Ambiental.*
- Macías García, M. (1998). *Viabilidad del empleo de cenizas de incineración en los materiales de construcción y medio ambiente. XIV Curso de Estudios Mayores de la Construcción CCEMCO98, Instituto de Ciencias de la Construcción Eduardo Torroja.*
- Margallo, M. (2007). *Normalización de indicadores ambientales asociados al Análisis de Ciclo de Vida: evaluación de alternativas para el control de efluentes industriales fluorados. Trabajo Fin de Carrera, Ingeniero Químico. Universidad de Cantabria.*
- Margallo M. (2009). *Estudio preliminar de viabilidad medioambiental de la implantación de la recogida selectiva en núcleos de menos de 50 habitantes en Cantabria. Trabajo Fin de Carrera, I.T.I. Química Industrial. Universidad de Cantabria.*
- Martínez Reig, J. (2013). *Formación de dioxinas y furanos en procesos de incineración. Tecnología y Energía Verde. Disponible en: <http://tecnologíayenergíaverde.blogspot.com.es/>. [Consultado: 7 de mayo de 2013]*
- Mendes, M.R., Aramaki, T., Hanaki, K. (2004). *Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo city as determined by LCA. Resources, Conservation and Recycling, 41(1). 47-63.*
- Mendivil, R. (2009). *Estimación preliminar de las cargas ambientales en la*

*tecnología de oxidación electroquímica mediante análisis de ciclo de vida.*  
Trabajo Fin de Carrera. Universidad de Cantabria.

- Ministerio de Medio Ambiente (2004). *Guía de Mejores Técnica Disponibles en España de fabricación de cemento.* Serie Monografías. ISBN: 84-8320-264-6.
- Pan, J.R., Huang, C., Kuo, J.J. and Lin, S.H. (2008) *Recycling MSWI bottom and fly ash as raw materials for Portland cement.* Waste Management, 28 issue 7, 1113-1118.
- PRTR Cantabria, *Registro Europeo de Emisiones y Transferencia de Contaminantes en la Comunidad Autónoma de Cantabria (PRTR-CAN).* Disponible en: <http://www.prtr-can.unican.es>. [Consultado en página web: 28 de diciembre de 2012]
- Reinout, H. and Guinée, J.B. (2007). *Allocation and “what-if” scenarios in life cycle assessment of waste management systems.* Waste Management 27, 997-1005.
- Ribeiro, A. et al., (2008). *Cenizas volantes de incineradoras de residuos sólidos urbanos. Tratamiento y aplicaciones.* Universidad Nova de Lisboa.
- Riber, C., Bhandar, G.S., Christensen, T.H. (2008). *Environmental assessment of waste incineration in a life-cycle-perspective (EASEWASTE).* Waste Management and Research, 26. 96-103.
- Rincón, J.M. (2006). *Materias primas para la industria del vidrio.* Seminarios de la Soc. Esp. Mineral. Editorial M<sup>a</sup> A. del Cura y col. Universidad de Alicante. Vol. 2, 49-74.
- Rincón, J.M. (2011). *Residuos industriales como recursos para la producción de materiales cerámicos y vítreos.* Instituto Eduardo Torroja, CSIC.
- Rodrigo, M. (2010). *Situación de la valoración energética de residuos. Guía de valorización energética de residuos.* Consejería de Economía y Hacienda, Comunidad de Madrid.
- Romero, M y Rincón, J.M. (2000). *El proceso de vitrificación controlada aplicado al reciclado de residuos industriales inorgánicos.* Instituto Eduardo Torroja de Ciencias de la Construcción, CSIC. Madrid. Bol. Soc. Esp. Cerámica y Vidrio, 39 (1), 155-163.

- Scipioni, A., et al. (2009). *LCA to choose among alternative design Solutions: The case study of new Italian incineration line*. Waste Management, 29. 2462-2474.
- Soto, E. (2009). *Evaluación de la sostenibilidad ambiental del tratamiento de efluentes industriales fluorados*. Trabajo Fin de Carrera, Ingeniero Químico. Universidad de Cantabria.
- Tallis, B., Azapagic, A., Howard, A., Parfitt, A., Duff, C., Hadfield, C., Pritchard, C. et al. (1999) *The Sustainability metrics. Sustainable Development Progress Metrics recommended for use in the Process Industries*. Institution of Chemical Engineers, IChemE.
- Tchobanoglous, G. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. Ed. McGraw-Hill.
- Thijs, M. (1994). *Empleo de cenizas volantes, escorias y residuos de incineradoras urbanas en Europa*. Programa Sprint, carreteras nº69.
- Torre, N. (2012). *Evaluación de impacto de ciclo de vida de una planta de incineración de residuos sólidos urbanos*. Proyecto Fin de Carrera, Ingeniero Técnico Industrial, especialidad en Química Industrial. Universidad de Cantabria.
- UNE-EN-ISO 14040. (2006). *Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida – Principios y marco de referencia*.
- UNE-EN-ISO 14044. (2006). *La Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida – Requisitos y directrices*.
- Ley 10/1998 del 21 de abril de Residuos.
- Ley 22/2001 de 28 de julio de Residuos y Suelos contaminados.
- Ley Marco de Residuos 98/2008.
- Instituto Nacional de Estadística (INE) consultado en [www.ine.es](http://www.ine.es)
- [www.plantabrossa-maresme.com](http://www.plantabrossa-maresme.com)
- [www.climasig.es](http://www.climasig.es)
- [www.rusc.es](http://www.rusc.es)
- [www.uniovi.es](http://www.uniovi.es)



# Anexos

**Anexo I. Datos de la comarca del MARESME ([www.plantabrossa-maresme.com](http://www.plantabrossa-maresme.com))**

Descripción	Comarca litoral situada al norte de la ciudad de Barcelona, formada por 30 municipios
Población	435.000 habitantes
Capital	Mataró, 123.000 habitantes.
Economía	Industria textil, alimentaria, química y turismo
Total residuos 2011	247.683 toneladas
Media diaria generada	679 toneladas/día
Coefficiente generación	1,56 kg/habitante/día
Recogida selectiva en el año 2011	
Vidrio	10.054 toneladas
Papel y cartón	11.555 toneladas
Envases	7.272 toneladas
Fracción orgánica	31.130 toneladas
“Limpios”	17.251 toneladas
Voluminosos	21.521 toneladas
Poda	7.930 toneladas
Porcentaje total	43,08%

**Anexo II. Categorías principales para los indicadores CML 2001.**

○ **Acidificación (AP)**

Los factores de acidificación potencial (AP) son expresados en kg de SO<sub>2</sub> equivalente/kg de emisión y hacen referencia a la pérdida de la capacidad neutralizante del suelo y del agua como consecuencia del retorno a la superficie de la tierra, en forma de ácidos de los óxidos de azufre y nitrógeno descargados a la atmósfera.

- **Agotamiento de ozono estratosférico (ODP)**

El agotamiento del ozono estratosférico de la atmósfera tiene efectos perjudiciales sobre la salud de las personas pero también de animales, ecosistemas y diferentes ciclos bioquímicos. Estos efectos son provocados por las radiaciones ultravioletas que debido a la falta de ozono pueden alcanzar la superficie terrestre. La medida utilizada en esta categoría es la de kg CFC-11 equivalente/kg de emisión.

- **Calentamiento global (GWP)**

También se conoce como cambio climático y es un término relacionado con la emisión de gases de efecto invernadero. En concreto, se ha empleado una categoría denominada Potencial de Cambio Climático para un horizonte de 100 años medido en kg de CO<sub>2</sub> equivalente/kg de emisión.

- **Creación Potencial de Ozono fotoquímico (POCP)**

Se trata de una categoría que valora la formación de sustancias reactivas que resultan perjudiciales tanto para la salud humana como para los ecosistemas y es expresado en kg de etileno equivalente/kg de emisión.

- **Ecotoxicidad acuática de agua dulce (FAETP)**

Esta categoría refleja el impacto que suponen las emisiones de ciertas sustancias tóxicas al agua dulce, siendo un parámetro expresado en equivalentes de 1,4 diclorobenceno/kg de emisión. Relacionado con este término, se ha estudiado la ecotoxicidad terrestres que es similar al anterior pero aplicado a las emisiones al suelo.

- **Eutrofización (EP)**

La eutrofización hace referencia al enriquecimiento en nutrientes inorgánicos de un ecosistema, normalmente acuático, lo que provoca un crecimiento en abundancia de plantas y otros organismos. Se trata de una categoría medida en kg de fosfato equivalente/kg de emisión.

- **Reducción potencial de la capa de ozono (ODP)**

La emisión de ciertas sustancias a la atmosfera provoca el agotamiento del ozono y la reducción de la capa que éste forma por lo que las radiaciones ultravioleta pueden traspasarla teniendo graves consecuencias tanto sobre la salud en humanos como en animales y plantas. Estos efectos perjudiciales se reflejan también en materiales o ciclos bioquímicos siendo una categoría de gran importancia expresándose en kg CFC- 11 equivalente/ kg de emisión.

- **Toxicidad humana(HTP)**

La toxicidad humana es expresada nuevamente en equivalentes de 1,4 diclorobenceno/kg de emisión y hace referencia a los efectos de las sustancias toxicas en el entorno de los seres humanos describiendo tanto el destino como la exposición y los efectos con un horizonte de tiempo infinito.

**Anexo III. Principales contaminantes de cada categoría de impacto ambiental.**

<b><u>ACIDIFICACION (AP)</u></b>			
<b>Contaminante</b>	<b>1 kg SO<sub>2</sub> eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo = *kg SO<sub>2</sub> eq</b>
Amonio	0,26595745	Kg	3,76
Sulfuro de hidrógeno	0,53191489	Kg	1,88
Amoniaco	0,53191489	Kg	1,88
Fluoruro de hidrogeno	0,6250	Kg	1,60
Monóxido de nitrógeno	0,93457944	Kg	1,07
Dióxido de azufre	1	Kg	1
Ácido sulfúrico	1,53846154	Kg	0,65
Trióxido de azufre	1,25	Kg	0,80
Bromuro de hidrogeno	2,53164557	Kg	0,39
Cloruro de hidrogeno	1,13636364	Kg	0,88
Ácido nítrico	1,96078431	Kg	0,51

<b><u>EUTROFIZACIÓN (EP)</u></b>			
<b>Contaminante</b>	<b>1 kg fosfato eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo = *kg fosfato eq</b>
Fosforo	0,32679739	Kg	3,06
Fosfato	1	Kg	1
Ácido fosfórico	1,03092784	Kg	0,97
Nitrógeno	2,38095238	Kg	0,42
Amonio	2,85714286	Kg	0,35
Óxidos de nitrógeno	7,69230769	Kg	0,13
Ácido nítrico	10	Kg	0,10
Nitrato	10	Kg	0,10
Amoniaco	2,85714286	Kg	0,35
VOC	39,5726157	Kg	0,02
Dióxido de nitrógeno	7,69230769	Kg	0,13
Monóxido de nitrógeno	5	Kg	0,20

**ECOTOXICIDAD ACUATICA AGUA DULCE (FAETP)**

<b>Contaminante</b>	<b>1 kg DCB eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo = *kg DCB eq</b>
PCDD	5,79 E-09	Kg	172.761.007
Zinc (+II)	0,05623144	Kg	17,78
Talio	0,00064378	Kg	1.553,33
Antimonio	0,26854629	Kg	3,72
Vanadio (+III)	0,00057675	Kg	1.733,84
Níquel (+II)	0,00158864	Kg	629,47
NMVOC	20,1864053	Kg	0,05
Mercurio (+II)	0,00315669	Kg	316,78
Cadmio (+II)	0,00345506	Kg	289,43
Arsénico (+V)	0,02020022	Kg	49,50
Selenio	0,00068336	Kg	2.919,22

**TOXICIDAD TERRESTRES (TETP)**

<b>Contaminante</b>	<b>1 kg DCB eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo = *kg DCB eq</b>
Mercurio	3,53 E-05	Kg	28.312,63
PCDD	8,34 E-05	Kg	11.991,58
Cromo	0,00032991	Kg	3.031,12
Arsénico (+V)	0.00062146	Kg	1.609,10
Talio	0,00294263	Kg	339,83
Vanadio (+III)	0,00150323	Kg	665,23
Níquel (+II)	0,00861746	Kg	116,04
Selenio	0,01870104	Kg	53,47
Cobalto	0,00919881	Kg	108,71
VOC	591,11157	Kg	0,0016
Zinc (+II)	0,0835907	Kg	11,96
Xyleno	297,56198	Kg	0,003
Molibdeno	0,0276663	Kg	36,14

<b><u>TOXICIDAD HUMANA (HTP)</u></b>			
<b>Contaminante</b>	<b>1 kg DCB eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo =*kg DCB eq</b>
PCDD	5,17 E-10	Kg	1.933.982.792
Cromo	2,92 E-07	Kg	3.425.330,24
Talio	2,31 E-06	Kg	432.190,23
HAP	2,88 E-06	Kg	347.699,69
Cobalto	1,75 E-06	Kg	145.040,54
Selenio	2,10 E-05	Kg	47.687,15
Arsénico (+V)	6,89 E-05	Kg	145.040,54
Cadmio (+II)	0,00016025	Kg	6240,35
Vanadio (+III)	5,72 E-05	Kg	17.470,22

<b><u>CALENTAMIENTO GLOBAL (GWP)</u></b>			
<b>Contaminante</b>	<b>1 kg CO<sub>2</sub> eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo =*kg CO<sub>2</sub> eq</b>
Perfluorohexano	0,00011111	Kg	9.000
Tricloroetano	0,00714286	Kg	140
Halones	7,69 E-04	Kg	1.300
Clorometano	0,1	Kg	10
Hexafluoruro de azufre	4,50 E-05	Kg	22.200
Óxido de nitrógeno	0,00337838	Kg	296
Metano	0,04347826	Kg	23
Triclorometano	0,03333333	Kg	30
Hidrocarburos	6,21E-02	Kg	16,1
VOC	6,21 E-02	Kg	16,1
Tetrafluorometano	0,00017544	Kg	5.700
Dióxido de carbono	1	Kg	1
Bromuro de metilo	0,2	Kg	5

**REDUCCION DE LA CAPA DE OZONO (ODP)**

<b>Contaminante</b>	<b>1 kg R11 eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo =*kg R11 eq</b>
Halones	8,31 E-02	Kg	12
Triclorofluorometano	1	Kg	1
Triclorofluoretano	1,11	Kg	0,90

**CREACION DE OZONO FOTOQUIMICO (POCP)**

<b>Contaminante</b>	<b>1 kg eteno eq=*</b>	<b>Unidades</b>	<b>1 Flujo =*kg eteno eq</b>
NMVOC	2,74	Kg	0,36
VOC	8,81	Kg	0,11
Ácido acético	10,3	Kg	9,70 E-02
Dióxido de nitrógeno	35,71	Kg	2,80 E-02
Monóxido de carbono	37,03	Kg	2,70 E-02
Monóxido de nitrógeno	-2,34192037	Kg	-0,427

**Anexo IV. Inventario de los diferentes escenarios estudiados.**

<b><u>PRODUCCION DE CEMENTO CON CENIZAS DE RSU</u></b>			
<b><u>ENTRADAS**</u></b>			
Cenizas RSU (kg)	47,458	Aire (kg)	632,781
Coque (kg)	28,475	Caliza (kg)	386,041
Arena, sílice (kg)	12,335	Arcilla (kg)	35,078
Yeso (kg)	15,819	Energía eléctrica (Kwh)	34,803
Energía térmica (MJ)	442,946	-	-
<b><u>SALIDAS**</u></b>			
Cemento (kg)	316,390	Compuesto NOx (kg)	0,812
Dióxido de azufre (kg)	3,510	Partículas PM <sub>10</sub> (kg)	0,052
Monóxido de carbono (kg)	0,633	Dióxido de carbono (kg)	232,863
VOC-TOC (kg)	0,128	PCDD y PCDF (kg)	151,867
Mercurio (kg)	78,465	Cloro y derivados (kg)	6,581
Flúor y derivados (kg)	1,367	-	-

<b><u>PRODUCCION DE VIDRIO RECICLADO</u></b>			
<b><u>ENTRADAS**</u></b>			
Escorias RSU (kg)	281,629	Dolomita (kg)	168,977
Casco de vidrio (kg)	112,652	Energía térmica (MJ)	1,82 E+04
Agua (kg)	207	-	-
<b><u>SALIDAS**</u></b>			
Vidrio reciclado (kg)	563,258	Dióxido de azufre (kg)	1,57
Sulfuros (kg)	1,63 E-04	Sólidos en suspensión (kg)	2,94
Fenol (kg)	7,66 E-04	Hidrocarburos aromáticos (kg)	4,59 E-03
Sales y ácidos inorgánicos (kg)	22,21	-	-

<u>SEPARACIÓN MAGNÉTICA</u>			
<b><u>ENTRADAS**</u></b>			
Escorias (kg)	282,2	Energía eléctrica (MJ)	4,26
<b><u>SALIDAS**</u></b>			
Chatarra (kg)	28,2	Escoria inerte (kg)	254

<u>ESTABILIZACIÓN DE CENIZAS</u>			
<b><u>ENTRADAS**</u></b>			
Cenizas (kg)	47,5	Agua (kg)	28,5
Cemento (kg)	19	-	-
<b><u>SALIDAS**</u></b>			
Ceniza estabilizada (kg)			94,9

\*\* Todas las cantidades están referidas a una tonelada de RSU.

