

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS  
INDUSTRIALES Y DE TELECOMUNICACIÓN**

**UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**



***Trabajo Fin de Grado***

**ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV) Y  
ESTUDIO ECONÓMICO DE UNA PLANTA  
DE INCINERACIÓN DE RESIDUOS  
SÓLIDOS URBANOS (RSU)**

**(Life Cycle Assessment (LCA) and economic  
study of a Municipal Solid Waste (MSW)  
incineration plant)**

Para acceder al Título de

**GRADUADO EN INGENIERÍA EN TECNOLOGÍAS  
INDUSTRIALES**

Autor: Nora Torre Torre

Julio-2013



## **AGRADECIMIENTOS**

La autora de este trabajo agradece la oportunidad brindada por D. Rubén Aldaco García para realizar su Proyecto Fin de Carrera en el marco del proyecto FENIX-Giving Packaging a New Life. FENIX es un proyecto de 3 años financiado por el Programa LIFE+ de la Unión Europea que se inició en Enero de 2010. Su finalidad última es la de ayudar a los municipios y otras agrupaciones territoriales de España y Portugal a hacer una gestión de los residuos de envase más sostenible, de acuerdo con los principios de la política europea en materia de gestión de residuos. En concreto el objetivo principal del proyecto es el de crear una herramienta informática flexible y fácil de utilizar para que estos municipios puedan obtener resultados de Análisis de Ciclo (ACV) de la gestión de residuos de envase, integrando aspectos ambientales, económicos y sociales.

## **ÍNDICE**

1.	Planteamiento .....	8
1.1	Gestión Residuos Sólidos Urbanos (RSU).....	8
1.2	Situación actual en materia de gestión de residuos .....	10
1.3	Incineración de residuos .....	15
1.3.1	Pretratamiento .....	17
1.3.2	Tratamiento térmico .....	17
1.3.3	Recuperación de energía .....	27
1.3.4	Tratamiento de gases.....	27
1.3.5	Tratamiento de residuos generados en la combustión.....	31
1.4	ACV gestión de RSU .....	32
1.5	Los inicios del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) .....	33
1.6	La metodología del Análisis de Ciclo de Vida (ACV).....	35
1.6.1	Definición de objetivo y alcance.....	36
1.6.2	Análisis del Inventario del Ciclo de Vida .....	36
1.6.3	Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV).....	36
1.6.3.1	Normalización .....	37
1.6.4	Interpretación del Ciclo de Vida .....	38
1.7	Aplicaciones del Análisis de Ciclo de Vida .....	38
1.8	Antecedentes y objetivos.....	40
2	Desarrollo.....	44
2.1	Descripción de la planta incineradora a evaluar: Planta integral de gestión de RSU de Cantabria (TIR CANTABRIA).....	44
2.2	Evaluación de escenarios.....	47
2.2.1	Escenario A: Tratamiento con recuperación energética.....	47
2.2.2	Escenario B: Tratamiento sin recuperación energética .....	47

2.3	Aplicación de la Metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) .....	50
2.3.1	Definición de objetivo y alcance.....	50
2.3.2	Inventario de Ciclo de Vida (ICV).....	51
2.3.3	Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV).....	53
3	Estudio económico.....	69
3.1	Costes de inversión.....	70
3.2	Costes de explotación.....	70
3.2.1	Gastos fijos.....	71
3.2.2	Gastos variables .....	72
3.3	Ingresos .....	72
3.4	Beneficio .....	74
3.5	Cálculo del periodo de recuperación de la inversión o payback .....	75
4	Conclusiones.....	77
5	Bibliografía .....	80
6	ANEXOS .....	87

## **PLANTEAMIENTO**

## 1. Planteamiento

### 1.1 Gestión Residuos Sólidos Urbanos (RSU)

El control de la contaminación se puede abordar desde dos estrategias básicas: el tratamiento de los residuos producidos, previo vertido o almacenamiento, y la adopción de medidas que eviten o minimicen la eliminación de los mismos. La primera se encuentra dentro del marco de las soluciones correctivas, mientras que la segunda configura un enfoque más avanzado en la política de residuos, que se inscribe dentro del ámbito de la prevención (Aldaco, R., 2005). Los principios generales de la gestión de residuos son (Fernández, A., 2007):

- El principio de jerarquía, mostrado en la Figura 1, cuyo objetivo es priorizar las actuaciones en materia de prevención frente a las de reciclado o valorización y estas frente a las de eliminación.



*Figura 1. Principio de jerarquía (Steiner, M., et al., 2008).*

- El enfoque del tratamiento de residuos desde un marco más amplio que incluya la política de ahorro de recursos y el desarrollo sostenible.
- El desacople del paralelismo entre desarrollo económico y generación de residuos.

La gestión de residuos es el conjunto de actividades llevadas a cabo con el material de desecho o residuos, en un esfuerzo por reducir los efectos perjudiciales en la salud humana, en la estética del entorno y en el medioambiente (Arrizabalaga, P., 2007).

Comprende las siguientes actividades: depósito previo, recogida, transporte, almacenamiento temporal, aprovechamiento, valorización y eliminación.

La recogida incluye no solamente la recogida de residuos sólidos y de materiales reciclables, sino también el transporte de estos materiales al lugar donde se vacía el vehículo de recogida y representa entre el 60 y el 80% de los costes globales de la gestión (Tchobanoglous, G. et al., 1994). Se realiza mediante camiones de diferentes tamaños y características que pueden ser compactadores con elevacontenedores de carga posterior o lateral, o carecer de compactación. Además del sistema tradicional de los camiones, la recogida puede ser neumática (Vaquero, I., 2004).

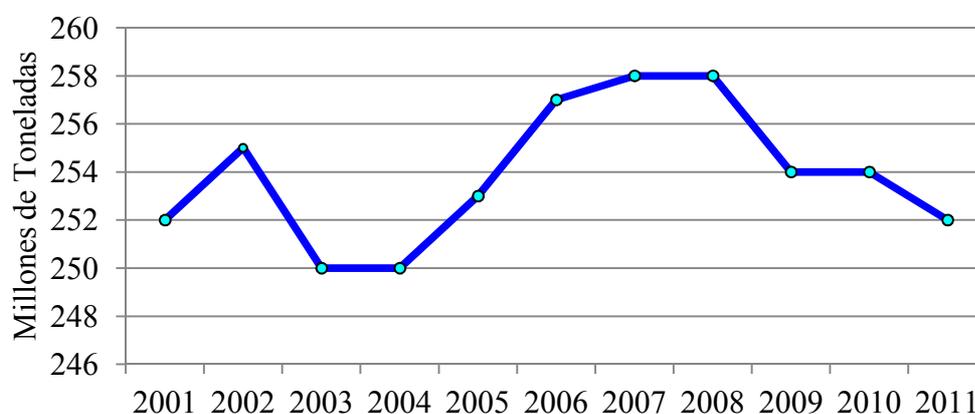
El transporte de los residuos podrá ser, directo, hasta el destino final previsto, hasta una instalación de procesamiento de materiales, hasta una estación de transferencia o hasta una planta de tratamiento. Una estación de transferencia se puede definir como un conjunto de medios e instalaciones que permiten de una manera estructurada y razonada, la descarga de los equipos recolectores de RSU que se utilizan en la recogida domiciliaria; la compactación de los residuos, mediante prensas estacionarias; la carga de los residuos compactados en contenedores cerrados; y su manipulación, traslado y vaciado en vertederos o centros de eliminación.

La última operación a la que se somete a los residuos se denomina tratamiento, cuando estos sean sometidos a un proceso que permita recuperar materiales o energía se habla de valorización, definida como *“cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales, que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una función particular, o que el residuo sea preparado para cumplir esa función en la instalación o en la economía en general”* (BOE, 2011).

Otro tipo de tratamiento de residuos es la eliminación, definido como *“cualquier operación que no sea la valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o energía* (BOE, 2011).

## 1.2 Situación actual en materia de gestión de residuos

En Europa se generaron en el año 2011, 252 millones de Tn de Residuos Sólidos Urbanos (RSU), lo que supone una tasa de generación de 503 kg/hab. (Eurostat, 2011). Cabe esperar que con el aumento de la población la cantidad de RSU aumente, hecho que se puede observar la Figura 2 en donde a partir del año 2004 se puede apreciar la tendencia alcista en la generación de RSU en Europa. No obstante, desde el año 2008 dicha tendencia se ve contrariada por un notable descenso en la generación de RSU, debido al aumento de la población durante estos años y a la disminución del Producto Interior Bruto (PIB).



**Figura 2. Generación de RSU en Europa (Eurostat, 2011).**

Respecto al tratamiento de estos residuos a nivel europeo, tal y como se muestra en la Tabla 1 en la UE-27 la media de residuos enviados a vertedero es del 35% y la tasa media de incineración es del 22% lo que supone la incineración de 55,4 millones de toneladas de residuos. Sin embargo, es preciso resaltar que ambos valores están fuertemente condicionados por la contribución de los países del Este de la UE, que tienen tasas de vertedero altísimas (Rodrigo, M., et al., 2010).

Así mismo el análisis de la situación a nivel europeo en materia de gestión de residuos puede ayudar a romper otra de las ideas preconcebidas que suele condicionar el desarrollo de la valorización energética, que es la consideración de que el reciclado y la valorización energética son opciones de gestión contrarias. En la Tabla 1 se puede observar que no solo no son herramientas antagónicas, sino que son

complementarias, es decir, no son alternativas excluyentes si no que pueden utilizarse juntas, conformando un proceso que permite el reciclado, el compostaje de la fracción orgánica y la incineración de la materia no aprovechable, permitiendo disminuir el depósito en vertedero (Rodrigo, M., et al., 2010).

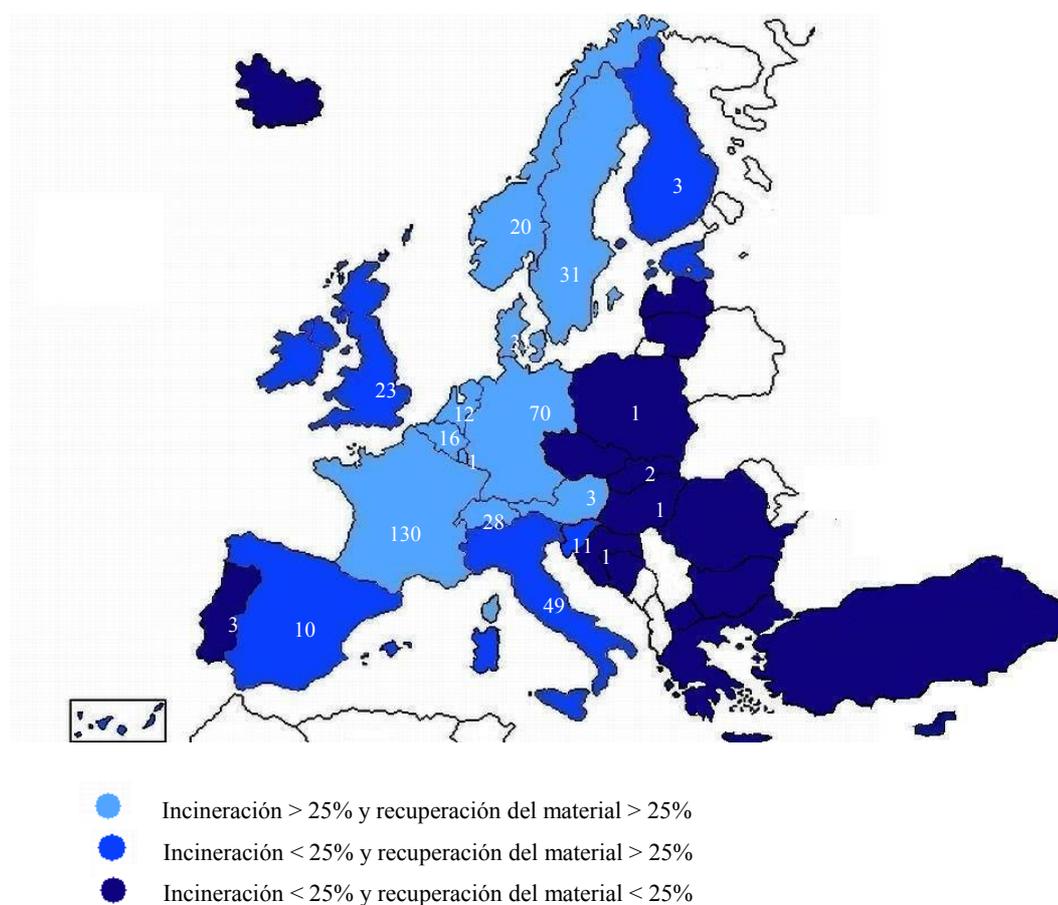
*Tabla 1. Gestión de residuos por países de la UE (Eurostat, 2011).*

<b>País</b>	<b>RSU reciclados (%)</b>	<b>RSU vertidos (%)</b>	<b>RSU incinerados (%)</b>
Unión Europea (UE-27)	24	35	22
Bélgica	36	1	41
Bulgaria	3	93	0
República Checa	15	64	18
Dinamarca	30	3	54
Alemania	45	0,5	37
Estonia	17	60	0
Irlanda	33	50	4
Grecia	15	82	0
España	15	58	9
Francia	19	28	34
Italia	19	46	16
Chipre	11	80	0
Letonia	9	74	0
Lituania	18	77	0,4
Luxemburgo	26	15	38
Hungría	17	67	11
Malta	6	84	1
Holanda	27	0,7	32
Austria	27	3	33
Polonia	9	57	1
Portugal	11	59	21
Rumania	1	79	0
Eslovenia	30	50	1
Eslovaquia	4	75	10
Finlandia	22	40	25
Suecia	33	0,87	51
Reino Unido	25	49	11
Islandia	13	67	10
Noruega	25	2	55

*Continuación Tabla 1. Gestión de residuos por países de la UE (Eurostat, 2011).*

País	RSU reciclados (%)	RSU vertidos (%)	RSU incinerados (%)
Suiza	34	0	50
Turquía	0	84	0

Respecto a la incineración, en Europa existen 415 plantas incineradoras que tratan 64,96 millones de Tn de residuos. Como se muestra en la Figura 3, el mayor número de incineradoras se encuentra en Francia, sin embargo el país que más residuos trata es Alemania. En concreto Alemania trata el 29,4% de los residuos de Europa en 70 incineradoras (Eurostat, 2009, Tayibi, H., et al., 2006).

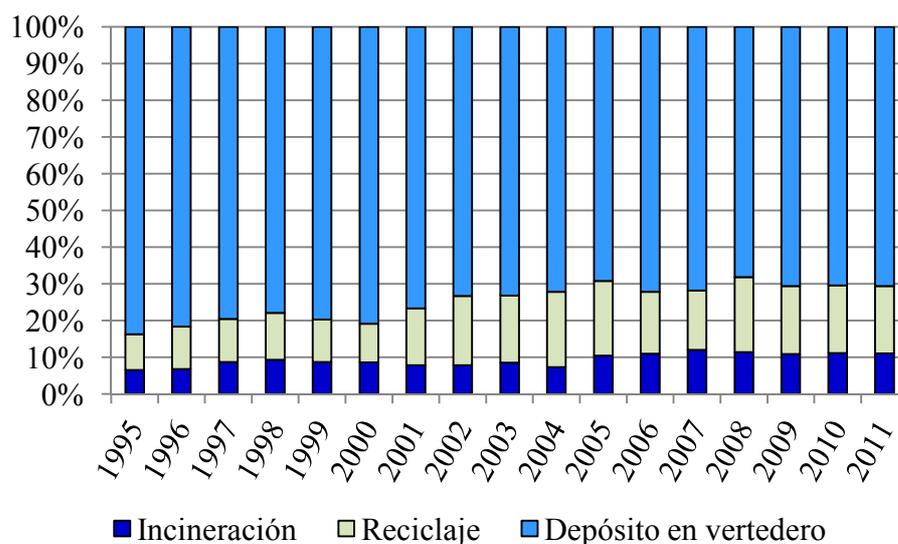
*Figura 3. Distribución de incineradoras en Europa (Eurostat, 2011).*

España se sitúa en decimo lugar en materia de incineración de residuos a nivel europeo, incinerando el 9% de los residuos en 10 plantas, cuya distribución y tecnología se recoge en la Figura 4. La capacidad de tratamiento de estas plantas varía desde 28.000 Tn RSU por año en las más pequeñas hasta 506.000 Tn por año en las más grandes (Eurostat, 2011, Tayibi, H., et al., 2006).



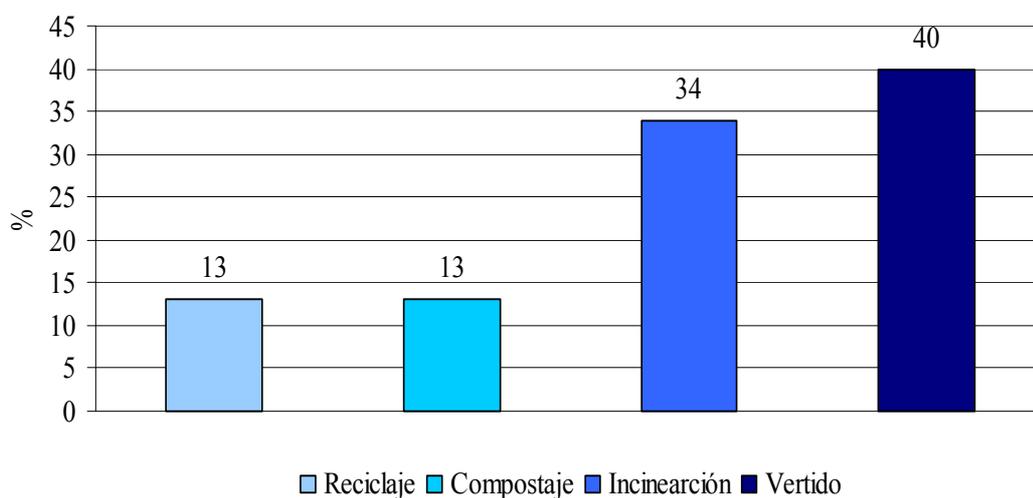
**Figura 4. Distribución de plantas incineradoras en España (AEVERSU, 2010).**

Del resto de residuos generados en España, el 15% fueron reciclados y el 58% se depositaron en vertedero. A pesar de que esta cifra sea alta en la Figura 5 se puede ver cómo, a lo largo de los años, ha ido disminuyendo el depósito en vertedero, viéndose incrementados tanto la incineración como el reciclaje.



**Figura 5. Tratamiento de RSU en España (Eurostat, 2011).**

El total de residuos generados en España en el año 2011 fue de 24,5 millones de Tn de los cuales, 259.965 Tn fueron generados en Cantabria, lo que supuso una tasa de generación de 438 kg/hab. Aunque se haya apostado por otros tipos de tratamiento de RSU, el más utilizado en Cantabria sigue siendo el depósito en vertedero tal y como se muestra en la Figura 6.



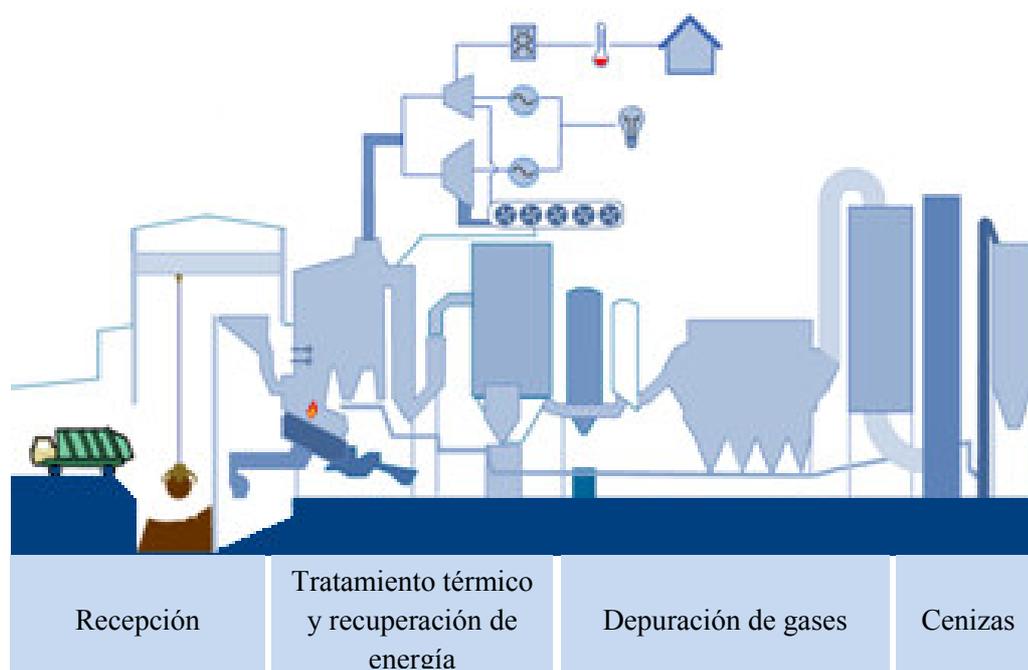
**Figura 6. Tratamiento de RSU en Cantabria (Medio Ambiente Cantabria, 2010).**

### 1.3 Incineración de residuos

La incineración de residuos es la oxidación de las materias combustibles contenidas en el residuo transformándolas en material inerte, escorias, calor y gases. Se caracteriza por una eliminación rápida, fiable y con un impacto ambiental mínimo además es un proceso especialmente adecuado para zonas densamente pobladas, por el gran volumen de residuos producidos y las dificultades que se presentan a la hora de encontrar un lugar adecuado para la instalación de un vertedero. Aporta una serie de ventajas como reducción en peso y volumen protección del medio ambiente, alta disponibilidad y fiabilidad, valorización energética de los residuos con recuperación de energía, disminución de la necesidad de vertederos y valorización de escorias y cenizas. Además el posible control del proceso de combustión permite conseguir beneficio económico, medio ambiental y una mayor eficiencia. Sin embargo, durante el proceso una gran cantidad de gases contaminantes son emitidos (gases ácidos, gases de efecto invernadero y dioxinas y furanos entre otros) y se hace necesaria una instalación para conseguir depurar los gases hasta los límites estándar de emisión (Arrizabalaga, P., 2007, Llauró, X., 1999, Tillman, D.A., et al., 1989, White, P.R., et al., 1995).

La estructura lineal básica de una planta incineradora, mostrada en la Figura 7, puede incluir las siguientes operaciones (Comisión Europea, 2006):

- Recepción de residuos entrantes
- Pretratamiento de residuos
- Etapa de recuperación y conversión de energía
- Limpieza de gases de combustión
- Monitorización y control de emisiones
- Control y tratamiento de aguas residuales
- Desecho/disposición de residuos sólidos.



**Figura 7. Esquema de una planta incineradora (Consortio para el tratamiento de RSU del Maresme).**

Aunque la incineración es la técnica más ampliamente utilizada para el tratamiento térmico de los residuos, existen otros tipos de tratamiento: pirolisis y gasificación.

Las plantas de pirolisis y gasificación siguen una estructura básica similar a las instalaciones de incineración de residuos, pero difieren considerablemente en el pretratamiento que puede ser más extenso para proporcionar un material de alimentación de perfil más estrecho, requiere equipo adicional para manejar, tratar y almacenar el material rechazado. Se sustituye la etapa de combustión por un reactor químico y los productos gaseosos y sólidos requieren manejo, almacenaje y posible tratamiento posterior.

Tanto la gasificación como la pirolisis se consideran oportunidades importantes para la recuperación de material y energía, especialmente desde que se han establecido los objetivos de reducción de las actividades de vertido y aumento de la recuperación de materiales y energía. Sin embargo, las dudas sobre la tecnología probada y los menores beneficios económicos impiden una mayor implantación en el mercado (Comisión Europea, 2006, Saft, R.J., 2007).

### **1.3.1 Pretratamiento**

Generalmente, el pretratamiento de RSU se limita a la trituración de las balas prensadas, residuos voluminosos, etc., aunque en ocasiones se utiliza una trituración más a fondo. El equipo empleado consta de cortadoras de palanca, trituradora, molinos y cortadoras giratorias.

Generalmente es necesario pretratar los residuos voluminosos cuando su tamaño sea mayor que el del equipo de alimentación del horno. Otro motivo del pretratamiento es homogeneizar el residuo a fin de que tenga características de combustión más consistentes (Comisión Europea, 2006).

Se aplicará diferentes tipos de pretratamiento dependiendo del tipo de residuos a tratar.

### **1.3.2 Tratamiento térmico**

Una vez que el residuo ha sido preparado es enviado mediante un pulpo a la etapa de tratamiento térmico, la cual persigue los siguientes objetivos (White, P.R., et al., 1995):

1. Reducción de volumen: la incineración de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) permite reducir el volumen del residuo sólido un 90% disminuyéndose su peso alrededor de un 70%.
2. Estabilización del residuo: la salida del proceso, ceniza, se considera más inerte que la entrada al proceso, RSU, principalmente por la oxidación de materia orgánica. Esto conlleva a la reducción de los problemas de gestión de vertederos donde la fracción orgánica es la responsable de los gases de vertedero y de la producción de lixiviados.
3. Recuperación de energía: la energía recuperada del proceso de combustión se usa para generar vapor que es usado en la generación de electricidad. Esta energía puede ser usada para el propio proceso, para exportarlo a fábricas locales y a los sistemas de calefacción urbanas o a la red eléctrica. Esto permite que la eficiencia de la planta aumente.

4. Higienización de los residuos: se destruyen los patógenos antes de la eliminación en vertedero.

Como se muestra en la Tabla 2, existen diferentes tipos de tecnologías para tratar diferentes tipos de residuos, no pudiéndose aplicar dichas tecnologías a todos los tipos de residuos.

### **1.3.2.1 Parrillas**

La incineración de parrilla se aplica ampliamente en la incineración de residuos urbanos mixtos. En Europa, aproximadamente el 90% de las instalaciones que tratan RSU utilizan parrillas y en España el 80% (Comisión Europea, 2006, AEVERSU, 2010). El proceso de incineración de residuos generalmente está compuesto por:

#### *a) Alimentador de residuos*

Los residuos se descargan desde el búnker de almacenamiento a la rampa de alimentación mediante una grúa suspendida, mostrada en la Figura 8, y luego son alimentados al sistema de parrilla mediante una rampa hidráulica u otro sistema transportador.

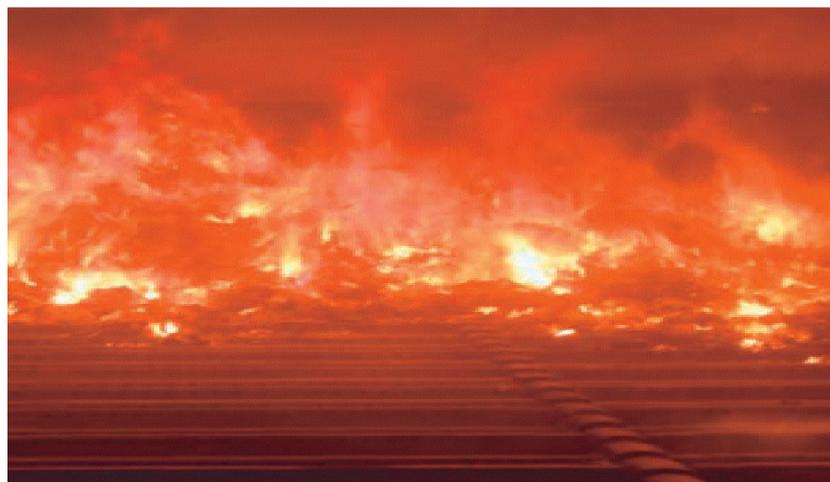
Si el residuo suministrado no ha sido pre-tratado, generalmente es muy heterogéneo en cuanto a tamaño y naturaleza. La tolva de alimentación está por tanto dimensionada de modo que los materiales voluminosos puedan caer a través de la misma y se evite la formación de obstrucciones y bloqueos (Comisión Europea, 2006).



***Figura 8. Pulpos de carga de los RSU (Urbaser, 2006).***

*b) Parrilla de incineración*

La parrilla de incineración, ver Figura 9, realiza las funciones de transporte de materiales a incinerar, carga y aflojamiento de estos materiales y posicionamiento de la zona de incineración principal en la cámara de incineración (Comisión Europea, 2006).



***Figura 9. Parrilla (Muruais, J., et al., 2010).***

**Tabla 2. Técnicas de tratamiento térmico para 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>
<b>Parrilla</b>	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica raramente	Normalmente no se aplica	Se aplica
<b>Horno rotativo</b>	Normalmente no se aplica	Se aplica	Se aplica ampliamente	Se aplica	Se aplica ampliamente
<b>Lecho fluidizado</b>	Se aplica raramente	Se aplica	Normalmente no se aplica	Se aplica	Normalmente no se aplica
<b>Pirólisis</b>	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente
<b>Gasificación</b>	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente	Se aplica raramente

Uno de los objetivos de la parrilla de incineración es una buena distribución del aire de incineración en el horno, de acuerdo con los requisitos de combustión. Un soplate de aire primario fuerza la entrada de aire a través de pequeñas aberturas de la capa de la parrilla, hasta la capa de combustible. Normalmente se añade más aire sobre el lecho de residuos para completar la combustión y el tiempo de residencia de los residuos en las parrillas no es superior a 60 minutos.

Es frecuente que algunos materiales finos caigan a través de la parrilla. Este material es recuperado en el fondo por el extractor de ceniza. A veces se recupera y puede reciclarse a la parrilla para su nueva incineración o puede retirarse directamente para su desecho.

Atendiendo al modo en que los residuos son transportados a través de las distintas zonas de la cámara de combustión pueden distinguirse distintos sistemas de parrillas:

1. Parrillas oscilantes: las secciones de la parrilla están colocadas a través del ancho del horno. Se aplica una basculación u oscilación en filas alternas para producir un movimiento hacia arriba y de avance, que hace avanzar y agita los residuos.
2. Parrillas reciprocantes: las secciones están apiladas unas sobre otras. Secciones alternas de la parrilla se deslizan adelante y atrás, mientras que las secciones adyacentes se mantienen fijas. Los residuos van cayendo de la parte fija y son agitados y mezclados a medida que se mueven por la parrilla. Existen numerosas variaciones de este tipo de parrilla, algunas alternan secciones fijas y móviles, otras tienen combinaciones de varias secciones móviles por cada sección fija.
3. Parrillas móviles: están formadas por una cinta transportadora metálica continua o bielas conectadas que se mueven a lo largo del horno.

4. Parrillas de rodillos: consisten en un rodillo perforado que atraviesa el ancho de la zona de parrilla. Los rodillos se disponen en serie, y se produce una agitación en la zona de transición, cuando el material se desprende de los rodillos.
5. Parrillas refrigeradas: son refrigeradas mayoritariamente con aire, sin embargo en algunas ocasiones se refrigeran haciendo pasar un medio refrigerante líquido.

*c) Descargador de ceniza de fondo*

Se utiliza para enfriar y extraer el residuo que se acumula en la parrilla. También sirve como junta de estanqueidad para el horno y enfría y humidifica la ceniza. Para extraer la ceniza de fondo se suelen utilizar sistemas de pistón y arrastre llenos de agua, aunque también se pueden utilizar otros sistemas, como cintas transportadoras. El agua utilizada para refrigeración es separada de la ceniza de la parrilla en la salida, y puede recircularse al descargador de ceniza (Comisión Europea, 2006).

*d) Sistema de conducción de aire de incineración*

El aire de incineración tiene como principales objetivos, aportar un oxidante, refrigerar, evitar la formación de escoria en el horno y mezclar los gases de combustión.

El aire se añade en varios puntos de la cámara de combustión. Normalmente se describe como primario y secundario, aunque también se utiliza aire terciario y gases de combustión recirculados.

El aire primario se toma generalmente del búnker de residuos. Es soplado por ventiladores a las zonas situadas bajo la parrilla, donde su distribución puede ser estrechamente controlada mediante múltiples cajas de aire y válvulas de distribución. El aire secundario se sopla a la cámara de incineración a altas velocidades a través, por ejemplo, de lanzas de inyección o desde estructuras internas. Esto se realiza para asegurar la completa incineración, y es responsable de la mezcla intensiva de los gases y de la prevención del paso libre de las corrientes de gases sin combustionar (Comisión Europea, 2006, White P.R., et al., 1995).

*e) Cámara de incineración y caldera*

La combustión se produce sobre la cámara de incineración. 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 principales factores que influyen en el diseño de la cámara de incineración son además del tipo de parrilla, la forma y el tamaño, la vorticidad y homogeneidad del flujo de los gases de combustión, el tiempo de residencia y el enfriamiento parcial de los gases de combustión.

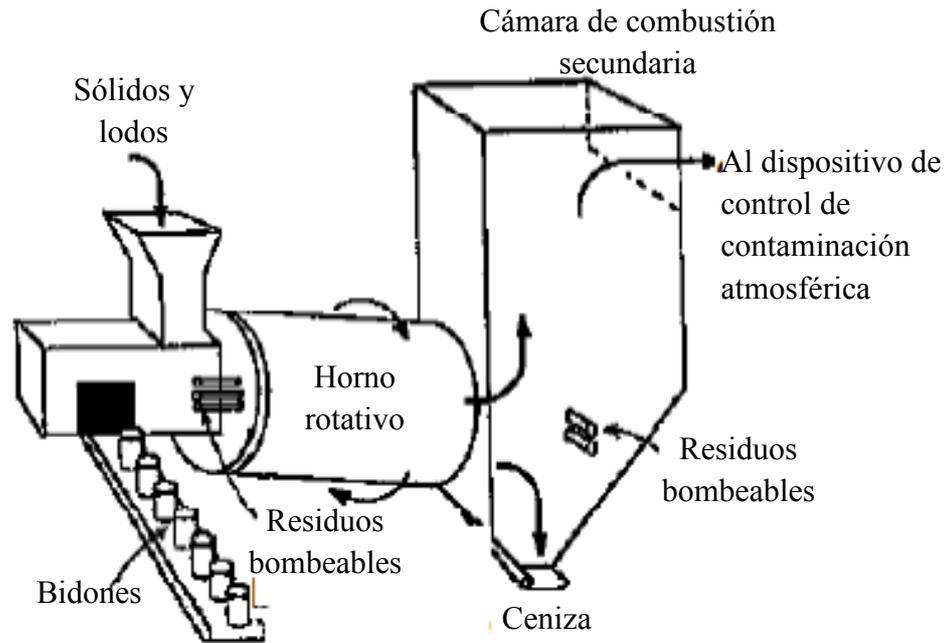
*f) Quemador auxiliar*

Su principal uso es calentar el horno al arranque hasta una temperatura específica a través de la cual puedan pasar los gases de combustión. Estos quemadores se suelen activar automáticamente si la temperatura cae por debajo del valor especificado durante el funcionamiento.

**1.3.2.2 Hornos rotativos**

Son incineradores robustos y permiten incinerar casi cualquier residuo. Se usan con frecuencia para incinerar residuos peligrosos y clínicos, lodos de alcantarillado, residuos sólidos urbanos pretratados y residuos líquidos y viscosos.

El horno rotativo, como se puede ver en la Figura 10, consiste en un vaso cilíndrico ligeramente inclinado sobre su eje horizontal y revestido de refractario que gira alrededor de su eje. Los residuos se transportan a través del horno por gravedad a medida que gira. Los gases procedentes del horno son posteriormente conducidos a una cámara de postcombustión, para asegurar la destrucción completa de los compuestos orgánicos. Por otro lado, las escorias abandonan el horno fundidas o sinterizadas. En cualquier caso, la existencia de movimiento implica limitaciones de tamaño y una mayor complejidad que en otros sistemas, razón por la que cada vez es menos utilizada para el procesamiento de RSU y se ha limitado su desarrollo a pequeñas plantas (Comisión Europea, 2006, Llauró, X., 1999).



*Figura 10. Horno rotativo (Comisión Europea, 2006).*

### 1.3.2.3 Incineradores de lecho fluidizado

Se usan ampliamente para lodos de alcantarillados y combustible derivado del residuo (CDR). Los procesos de pretratamiento requeridos para algunos residuos suponen un coste relativamente alto por lo que se ha restringido el uso económico de estos sistemas a proyectos de gran escala, no obstante, las mejoras en esta tecnología permiten tratar residuos sin ser necesario un pretratamiento tan exhaustivo. Además

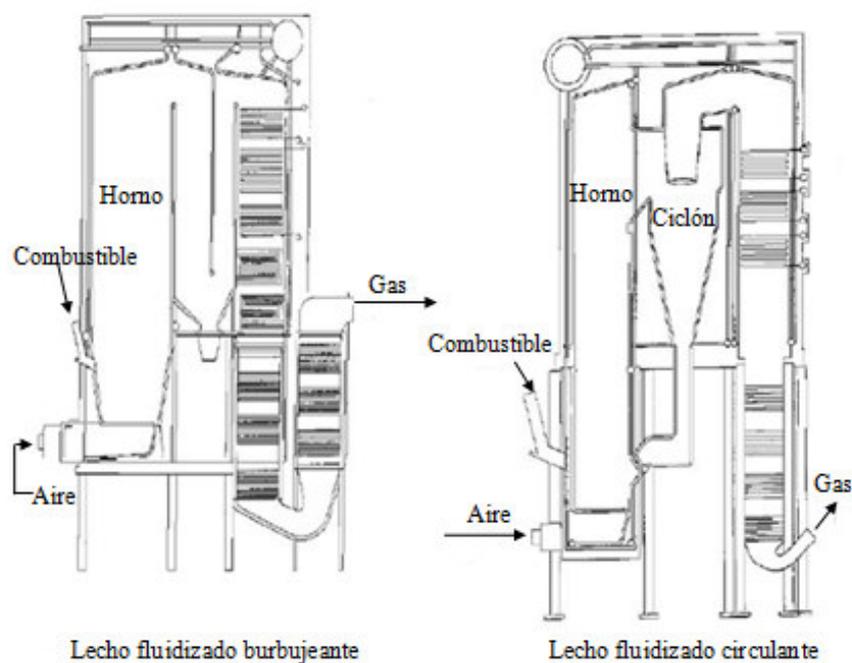
Las emisiones son menores que en otras tecnologías, con menores temperaturas de combustión y menor exceso de aire en la reducción de la formación de los NO<sub>x</sub>, mientras que la alta eficiencia de combustión reduce significativamente los niveles de CO. Esta alternativa ha sido implantada en China y Japón, por su atractivo medioambiental, pocos problemas de operación, bajos costes de mantenimiento, alta tolerancia a RSU de poca calidad, caracterizados por una alta humedad y un bajo poder calorífico (Chen, D., et al., 2010, Van Caneghem, J., et al., 2012, White, P.R., et al., 1995).

Poseen un sustrato de arena refractaria que se mantiene en constante agitación gracias a un sistema de inyección de aire. Estos hornos están equipados con quemadores auxiliares que elevan la temperatura del lecho, los residuos se inyectan

desde la parte superior o lateral y son machacados mediante incineración y abrasión. La fluidificación tiene lugar cuando la caída de presión del aire que atraviesa el lecho iguala el peso por unidad de sección transversal del mismo. La velocidad del aire a la que esto sucede se denomina velocidad de fluidificación mínima. Incrementar la velocidad por encima de este punto permite que el lecho se expanda permitiendo el burbujeo del mismo.

De forma similar a las plantas con tecnología de parrilla, los gases son posteriormente enviados a una caldera para la generación de vapor. Los sistemas de limpieza de gases son esencialmente similares en ambas tecnologías (Comisión Europea, 2006, Fernández, A., 2007).

Diferentes hogares de lecho fluidizado son mostrados en la Figura 11.



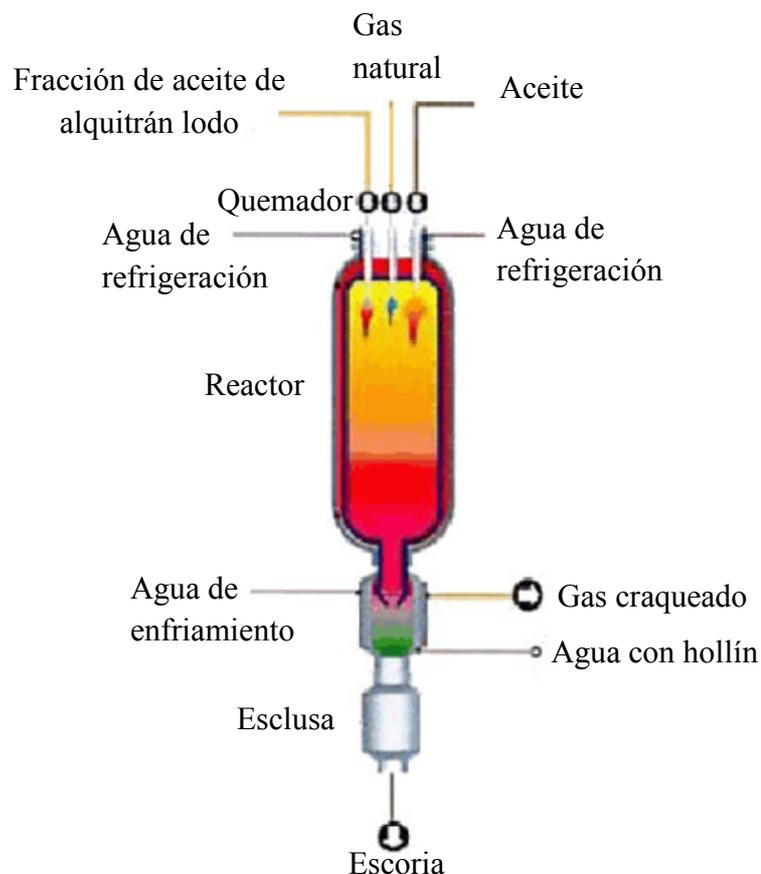
**Figura 11. Hornos de incineración de lecho fluidizado (Mirez, J., 2012).**

#### 1.3.2.4 Gasificación y pirólisis

Son tecnologías consideradas como la mejor oportunidad de recuperación de energía y material, aunque raramente se aplican en el tratamiento de residuos (Saft, R.J., 2007).

La gasificación consiste en la conversión de materia sólida o líquida en gas mediante una oxidación parcial con aplicación de calor. Esta oxidación se consigue restringiendo el suministro del agente oxidante, generalmente aire. El gas resultante necesitará un postratamiento para su adecuación como combustible. Las temperaturas empleadas son relativamente altas y están comprendidas entre 900-1000 °C con aire y entre 1000-1400 °C con oxígeno (Fernández, A., 2007, Saft, R.J., 2007). En la figura 12 se muestra un gasificador de corrientes paralelas.

La pirólisis consiste en el desgasado de residuos en ausencia de oxígeno, durante el cual se forma el gas de pirólisis y un coque sólido. Este proceso se lleva a cabo en un rango de temperaturas comprendido entre 400-800°C. La acción del calor descompone moléculas complejas en otras más simples, obteniéndose una sustancia líquida carbonosa, líquido y gas como productos finales. El gas obtenido en estos procesos tiene un poder calorífico comprendido entre 15 y 20 MJ/m<sup>3</sup> y se emplea para producir energía (Fernández, A., 2007).



**Figura 12. Gasificador de corrientes paralelas (Comisión Europea, 2006).**

### **1.3.3 Recuperación de energía**

La combustión de residuos es un proceso exotérmico, siendo la mayoría de la energía producida transferida a los gases de combustión. El enfriamiento del gas permite recuperar su energía y limpiarlos antes de su liberación a la atmósfera.

En plantas con recuperación de energía se hace pasar la corriente caliente de gases a través del hervidor en cuyas paredes están situados unos tubos. El agua que circula a través de estos tubos se transforma en vapor de agua que puede ser calentada más tarde usando un supercalentador para incrementar su temperatura y presión y así, hacer más eficiente la generación de electricidad (Comisión Europea, 2006).

La eficiencia térmica de los hervidores modernos está en torno al 80%, sin embargo, si el valor es usado para generar electricidad la eficiencia es del 20% (White, P.R., et al., 1995).

En plantas sin recuperación de energía los gases son enfriados normalmente mediante inyección de agua, aire o ambos. En la mayoría de los casos se utiliza una caldera que tiene dos funciones: enfriar los gases de combustión y transferir el calor de los gases de combustión a otro líquido. La energía transferida a la caldera se usa, principalmente, para producir y suministrar agua caliente y electricidad así como combinaciones de las anteriores.

### **1.3.4 Tratamiento de gases**

Los gases procedentes de la caldera son sometidos a una serie de tratamientos para eliminar tanto las partículas como los gases contaminantes. El tipo de tratamiento usado difiere de planta a planta y del tipo de contaminante a tratar.

Los principales tipos de contaminantes y sus fuentes de emisión quedan recogidos en la Tabla 3.

**Tabla 3. Principales tipos de contaminantes<sup>1</sup>.**

	<b>Emisiones</b>	<b>Origen</b>
<b>CO, CO<sub>2</sub>, HAPs, metales pesados</b>	CO	Combustión incompleta
	CO <sub>2</sub>	Combustión
	HAPs	Combustión incompleta
	Metales pesados	Presentes en residuos de entrada y se evaporan durante la combustión.
<b>Partículas</b>	PM	Baja eficacia del equipo de depuración de gases
<b>Gases ácidos</b>	SO <sub>x</sub> , HCl, HF	Combustión del coque
<b>Óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>)</b>	NO <sub>x</sub> térmico	Oxidación de parte del nitrógeno del aire
	<i>Fuel</i> NO <sub>x</sub>	Oxidación de parte del combustible durante la combustión
	NO <sub>x</sub> radical	Reacción con radicales CH y formación intermedia de HCN
<b>Dioxinas y furanos</b>	PCDD/PCDF	Presentes en el residuo de entrada Formación a partir de precursores clorados Formación a partir de compuestos orgánicos y átomos clorados

<sup>1</sup> Comisión Europea, 2006, Fernández, A., 2007, White, P.R., et al., 1995.

### 1.3.4.1 Separación de partículas

Se consideran partículas las cenizas volantes y finos arrastrados en el horno, los componentes condensados, los reactivos y los productos formados como consecuencia de otros procesos de limpieza de gases.

Para la eliminación de partículas en el flujo de gases pueden emplearse diversos equipos (Fernández, A., 2007):

Precipitadores electroestáticos: se fuerza a los gases a circular por unos conductos cargados eléctricamente donde se genera un campo electroestático. Las partículas ceden su carga y se adhieren al electrodo, pudiéndose recoger y depositar en las tolvas del equipo.

Filtros de mangas: son unos equipos que utilizan filtros de fibras a través de los cuales circulan los gases de combustión y en los que se quedan retenidas las partículas contenidas en el mismo.

Lavadores Venturi: las partículas son transferidas al agua pulverizada para depositarse posteriormente en los electrodos.

Ciclones: se utilizan para separar partículas de gran tamaño empleando un proceso de centrifugación de gases (Comisión Europea, 2006).

### 1.3.4.2 Eliminación de los gases ácidos

El dióxido de azufre y los halógenos gaseosos principalmente HCl y HF son eliminados de los gases de combustión mediante la inyección de agentes de sorción química o física, como CaO, Ca(OH)<sub>2</sub>, CaCO<sub>3</sub> o NaOH que entran en contacto con el gas de combustión (Comisión Europea, 2006). Existen tres alternativas básicas para la eliminación de los gases ácidos:

Método húmedo: los contaminantes se eliminan introduciendo grandes cantidades de líquido limpiador, normalmente contiene hidróxido sódico o cal. Esto proporciona

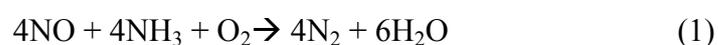
un alto nivel de eliminación de gases ácidos y los residuos de los productos usados en el proceso de limpieza pueden ser reutilizados (White, P.R., et al., 1995).

Método seco: el agente de absorción, cal, se pulveriza en estado sólido sobre la corriente de gases. Se elimina poco gas ácido, necesita una gran demanda de cal y el producto de la reacción está mezclado con ceniza, por lo que no puede ser reutilizado (Comisión Europea, 2006, White, P.R., et al., 1995).

Método semi-seco: el agente de absorción se pulveriza sobre los gases en forma de lechada de cal. Se consigue una mayor eliminación del gas ácido que con el método seco, introduciendo óxido de calcio mezclado con agua en la corriente del gas. Los productos utilizados no son reutilizables (White, P.R., et al., 1995).

### 1.3.4.3 Control de los NO<sub>x</sub>

Los óxidos de nitrógeno resultantes del proceso de incineración pueden ser: NO<sub>x</sub> térmicos, formados por la disociación de nitrógeno diatómico en presencia de aire y posterior oxidación de los átomos de nitrógeno, o los NO<sub>x</sub> procedentes del propio combustible (fuel NO<sub>x</sub>), formados en la oxidación del nitrógeno presente en el combustible. Los NO<sub>x</sub> térmicos se producen a temperaturas muy altas mientras que los *fuel NO<sub>x</sub>* son independientes de la temperatura. (Tillman, D.A., et al., 1989). En lecho fluidizado, la producción de óxidos de nitrógeno puede limitarse mediante el control de la temperatura y de la cantidad de aire que se suministra al proceso de combustión. En incineradoras de parrilla, la producción de NO<sub>x</sub> no se puede prevenir, pero se puede eliminar inyectando urea o amoníaco en la corriente de gases durante el proceso de control de emisiones (White, P. R., et al., 1995). Estos métodos de control pueden ser clasificados como reducción selectiva no catalítica (RSNC) y reducción selectiva catalítica (RSC) a través de los cuales los NO<sub>x</sub> se reducen a nitrógeno diatómico y agua de acuerdo a la Ecuación 1 (Møller, J., et al., 2010).



#### **1.3.4.4 Control de dioxinas y furanos**

Las dioxinas y furanos son compuestos tóxicos formados por anillos bencénicos en cuyos radicales se insertan oxígenos y cloros, dando lugar a numerosos isómeros, algunos de los cuales son altamente tóxicos. Existen medidas que permiten reducir las emisiones de PCCD y PCCF como el control de la temperatura de los gases de combustión, la retención de partículas a las que se adhieren dioxinas mediante equipos de separación y precipitación y la adsorción sobre carbón activo que, gracias a su poder de adsorción, provocan la precipitación de dioxinas, furanos y metales pesados (Fernández, A., 2007, Tillman, D.A., et al., 1989).

#### **1.3.5 Tratamiento de residuos generados en la combustión**

La incineración de residuos produce diversos tipos de residuos finales sólidos, algunos de los cuales tienen aplicaciones en grados variables. Los principales residuos que se generan durante la incineración son las escorias y las cenizas.

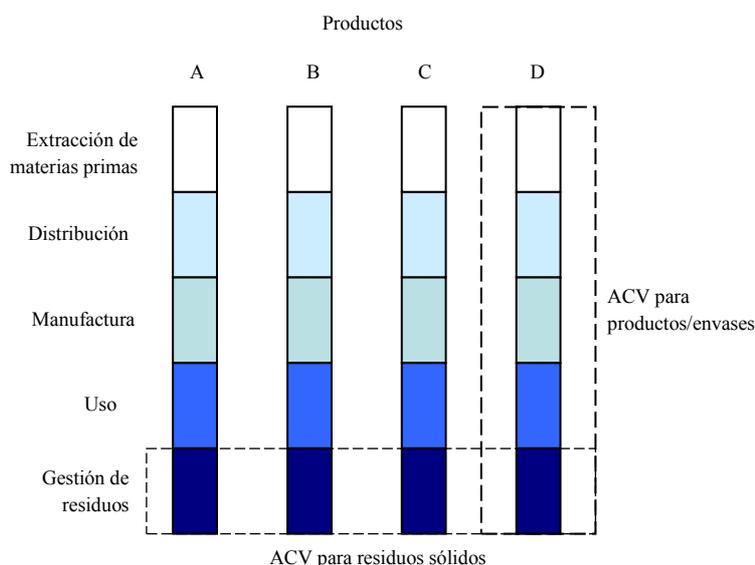
Las escorias, una vez enfriadas, generalmente son sometidas a una separación magnética para recuperar el material férrico presente en estas. Alrededor del 90% del material férrico puede ser recuperado de esta forma. La escoria resultante de la separación, escoria inerte, se deposita en vertedero sin sufrir tratamiento posterior (White, P.R., 1997)

Por otro lado durante el proceso de combustión también se generan cenizas. Una parte de ellas se deposita en el fondo de la caldera constituyendo las cenizas de fondo y la otra, las cenizas volantes, es arrastrada por la corriente gaseosa y recogida en los dispositivos de limpieza de los gases. Antes de su eliminación en vertedero necesitan ser tratadas con el fin de convertirlas en una forma mucho más estable o menos tóxica (Ribeiro, A., et al., 2008).

Como se ha descrito hasta el momento la incineración tiene una serie de ventajas ambientales pero también plantea algunos problemas, por ellos se hace necesario evaluar su impacto ambiental, que se define como cualquier alteración introducida por una actividad humana en el medio ambiente (Gómez, D., 2003).

#### 1.4 ACV gestión de RSU

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 13, 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, 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. 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., et al., 1997).



**Figura 13. Comparación de los límites del sistema de un ACV de producto y otro de gestión de residuos (Fullana, P., et al., 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, Merrild, H., et al., 2008, Hong, J., et al., 2010, Zaman, A.U., et al., 2010), otros comparan las diferentes tecnologías aplicadas en la incineración de RSU (Morselli, L., et al., 2007, Chen, D., et al., 2010), o simplemente evalúan su impacto ambiental (Ciroth, A., et al., 2002, Morselli, L., et al., 2008, 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 (Consonni, S., et al., 2005, Giugliano, M., et al., 2007).

### **1.5 Los inicios del Análisis de Ciclo de Vida (ACV)**

En las últimas décadas la sociedad ha sufrido un gran desarrollo tecnológico, lo que ha provocado que el medio que nos rodea haya sufrido cambios acarreado diferentes problemas ambientales. Por ello, en los últimos años, se ha ido desarrollando una conciencia ambiental con la que se pone fin a la idea de que los recursos naturales son infinitos e introduciendo el término de desarrollo sostenible (Soto, E., 2009).

Así en 1972 tuvo lugar en Estocolmo la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente en donde se acordó la necesidad de crear un criterio y principios comunes para conseguir que las acciones del hombre causaran el menor daño al medio ambiente. Años más tarde en 1992 se celebró en Río de Janeiro la Conferencia de las Naciones Unidas del Medio Ambiente y Desarrollo, más conocida como “Cumbre para la Tierra”. Es en dicha cumbre donde los países participantes acordaron adoptar un enfoque de desarrollo que protegiera el medio ambiente asegurándose el desarrollo económico y social, el denominado desarrollo sostenible.

A partir de este momento se comenzaron a desarrollar diferentes políticas medioambientales, entre las que cabe destacar la Directiva 16/2002/CE conocida como IPPC, Prevención y Control Integrado de la Contaminación (Integrated Prevention of Pollution Control), cuyo fin es proteger el medio ambiente en su conjunto mediante la minimización de las emisiones contaminantes a la atmósfera, las aguas y los suelos, así como los residuos procedentes de instalaciones industriales y agrarias para alcanzar un elevado grado de protección del medio ambiente.

Si bien es cierto que desde los años 60 y 70 han ido surgiendo también múltiples herramientas de gestión y análisis ambiental, una de las más importantes es el Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

El ACV es una herramienta medioambiental en crecimiento que se usa con el fin de predecir y comparar los impactos ambientales de un producto o servicio, “de la cuna

a la tumba” (White, P. R., et al., 1995). Eso quiere decir que el estudio incluye, además de la fabricación del producto de sus materias primas, su uso y mantenimiento y la gestión del residuo una vez ha acabado su vida útil (Clemente, G., et al., 2005).

El desarrollo de esta herramienta tuvo lugar en Estados Unidos y casi simultáneamente en Europa. El primer ACV fue un estudio encargado por la compañía Coca-Cola en 1969 al Midwest Research Institute (MRI), cuyo fin fue disminuir el consumo de recursos y, con ello, conseguir una menor cantidad de emisiones al ambiente. En Europa, en 1986 la publicación de un estudio llevado a cabo por el Laboratorio Federal Suizo para el Ensayo y la Investigación de Materiales (EMPA), facilitó la realización de numerosos ACV aunque el gran despegue en el desarrollo metodológico y en la aplicación del ACV se ha dado en los años noventa (Fullana, P., et al., 1997).

La primera definición consensuada del ACV (conocido internacionalmente como LCA, de Life Cycle Assessment) y más utilizada hasta el momento se debe a la Sociedad de Química y Toxicología Ambiental (SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry). Así se define que *“el ACV es un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad identificando y cuantificando el uso de materia y energía y los vertidos al entorno; para determinar el impacto que ese uso de recursos y esos vertidos producen en el medio ambiente, y para evaluar y llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental. El estudio incluye el ciclo completo del producto, proceso o actividad, teniendo en cuenta las etapas de: extracción y procesado de materias primas; producción, transporte y distribución; uso, reutilización y mantenimiento, y reciclado y disposición del residuo”* (Fullana, P., et al., 1997).

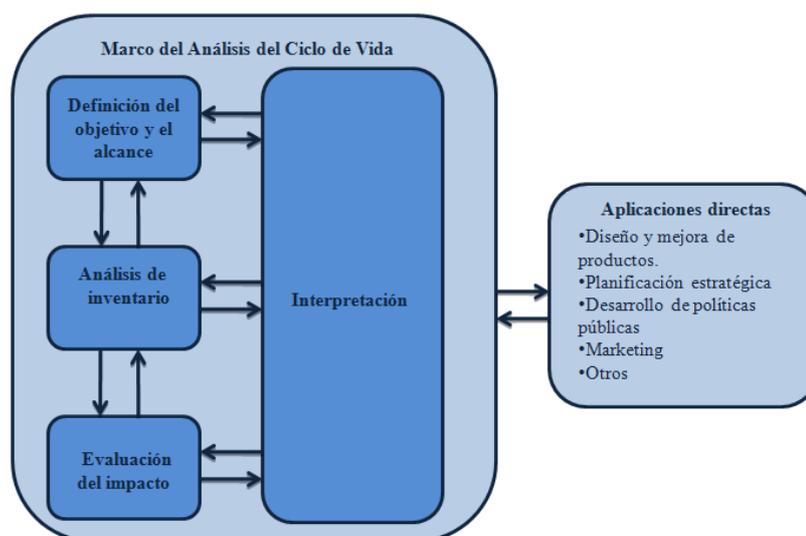
Así mismo la SETAC fue el primer organismo que unificó los criterios metodológicos para la realización de estudios de ACV en el llamado “Código de prácticas para el ACV”. Con la creación de este código, el ACV experimentó un aumento mundial en su aplicación que incentivó a que la Organización Internacional de Normalización (ISO, International Organization for Standardization) creara cuatro normas, recogidas en ISO 14040:1997, para la creación del marco de trabajo, de metodologías, procedimientos y terminología. Dichas normas, años después se

agruparon en dos nuevas normas: 14040:2006 y 14044:2006, en las cuales se designa el ACV como “una recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de su ciclo de vida” (Chacón, J.R., 2008).

## 1.6 La metodología del Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

La metodología del ACV considera una serie de fases de trabajo interrelacionadas, que siguen una secuencia más o menos definida, aunque en ocasiones es posible realizar un estudio en el que se obvie alguna fase. A partir de los resultados de una fase pueden reconsiderarse las hipótesis de la fase anterior y reconducirla hacia el camino que nos ofrece el nuevo conocimiento adquirido. El ACV es, por tanto, un proceso que se retroalimenta y se enriquece a medida que se realiza (Fullana, P., et al., 1997). Tal y como se muestra en la Figura 14 el ACV consta de 4 etapas:

1. Definición del objetivo y el alcance.
2. Análisis del inventario del ciclo de vida (ICV).
3. Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV).
4. Interpretación del Ciclo de vida.



**Figura 14. Fases de un Análisis de Ciclo de Vida (ISO 14044, 2006).**

### **1.6.1 Definición de objetivo y alcance**

El objetivo de un ACV debe especificar la aplicación prevista, las razones por las cuales se ha realizado el estudio, las personas a quienes se prevé comunicar los resultados del estudio y si se pretende utilizar los resultados en aseveraciones comparativas para su divulgación al público (ISO 14044, 2006).

El alcance debería estar suficientemente bien definido para asegurar que la amplitud, profundidad y el nivel de detalle del estudio sean compatibles y suficientes para alcanzar el objetivo del estudio (ISO 14040, 2006).

### **1.6.2 Análisis del Inventario del Ciclo de Vida**

El análisis de inventario implica la recopilación de los datos con el fin de cuantificar las entradas y salidas de materia y energía del sistema estudiado (Clemente, G., et al., 2005).

Posterior a la recopilación de datos se procede a la validación de los datos recopilados y a la relación de los datos con los procesos unitarios y con el flujo de referencia de la unidad funcional.

Por último, si fuera necesario, se realiza la asignación de flujos, emisiones y vertidos debido a que pocos procesos industriales producen una salida única o están basados en una relación lineal entre las entradas y las salidas de materias primas (ISO 14040, 2006).

### **1.6.3 Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV)**

La evaluación de impacto dentro de un ACV tiene como propósito evaluar cuán significativos son los impactos ambientales potenciales utilizando 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 impactos ambientales 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):

- 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.

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.

### 1.6.3.1 Normalización

La normalización se define como “el cálculo de la magnitud de los resultados del indicador de categoría con respecto a cierta información de referencia” (ISO 14044,2006). Se trata de un paso opcional dentro del Análisis de Ciclo de Vida, más concretamente dentro de la fase de Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida, que puede ser utilizada como ayuda en la interpretación de los datos del Inventario (Soto, E., 2009).

La normalización consiste en la comparación del valor del indicador de impacto obtenido con un valor de referencia para cada categoría de impacto. El cálculo básico para llevar a cabo una normalización viene dado por la Ecuación 2 (Bare, J. et al., 2006).

$$N_i = \frac{S_i}{A_i} \quad (2)$$

Donde:

i: categoría de impacto.

N: resultado normalizado.

S: resultado del sistema de producto antes de la normalización.

A: valor de referencia para la normalización.

#### **1.6.4 Interpretación del Ciclo de Vida**

En la interpretación se combina la información obtenida en el inventario y la evaluación de impacto interpretando los resultados de acuerdo con los objetivos del estudio, para sacar una serie de conclusiones y/o recomendaciones (Clemente, G., et al., 2005).

La interpretación del ciclo de vida intenta 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.

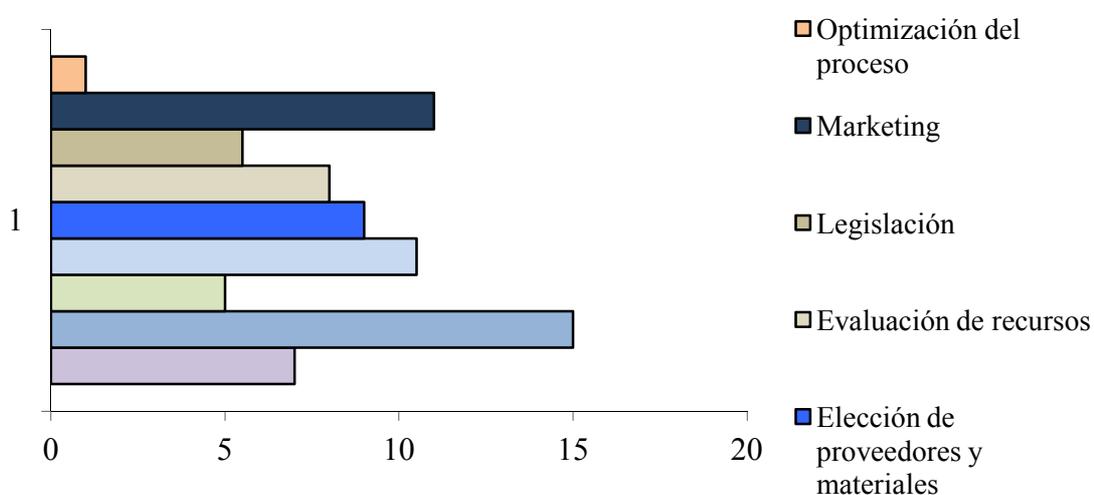
#### **1.7 Aplicaciones del Análisis de Ciclo de Vida**

El ACV es generalmente aceptado como una aplicación del sistema de análisis cuyo principal objetivo es proporcionar una imagen de las interacciones de una actividad con el medioambiente. Como tal, el ACV tiene dos objetivos principales: cuantificar y evaluar las funciones medioambientales de un producto o proceso y, de esta manera, ayudar a la entidad decisoria a elegir entre las diferentes alternativas. Otro de los objetivos es proporcionar una base para valorar la capacidad de mejora del rendimiento del sistema en el medio ambiente. Este último objetivo es de particular importancia para ingenieros y técnicos medioambientales, ya que pueden sugerir diferentes caminos para modificar y diseñar el sistema con el fin de disminuir en su conjunto los impactos ambientales. Algunos ejemplos de las aplicaciones del ACV en la toma de decisiones incluyen los sectores de energía y transporte, como también la industria química, nuclear, textil entre otras (Azapagic, A., 1999).

Estas aplicaciones tienen principalmente los siguientes usos:

- Planificación estratégica o desarrollo estratégico medioambiental.
- Optimización de productos o procesos, diseño e innovación.
- Identificación de las oportunidades de mejora ambiental.
- Informe medioambiental y marketing.
- Creación de un nuevo marco de trabajo para las auditorías ambientales.

Algunos de los usos del ACV en la industria se muestran en la Figura 15.



**Figura 15. Usos del ACV en la industria.**

Estos datos están basados en una encuesta internacional sobre el número de organizaciones que se encuentran activamente involucradas en la realización de un ACV. Los datos indican que las principales razones que llevan a realizar un LCA son mejorar medioambientalmente el rendimiento a través del análisis de los productos e informar a corto y largo plazo de las decisiones políticas a través de sistemas de diseño y optimización. Otra encuesta identifica que las principales barreras del uso del ACV en la industria, son el relativo alto coste y el tiempo necesario que se requiere para llevar a cabo un ACV, unido con la incertidumbre de los potenciales beneficios comerciales (Azapagic, A., 1999).

## 1.8 Antecedentes y objetivos

Este Proyecto 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:

- a. 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.
- b. 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.
- c. 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), 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). Ampliando la línea de investigación enfocada al ACV, en el año 2012 se evaluó el impacto ambiental de una planta de incineración de residuos sólidos urbanos (Torre, N., 2012), proyecto del cual se parte para realizar este trabajo cuyo principal objetivo es cuantificar las cargas medioambientales y los potenciales impactos asociados a una planta de incineración de RSU, comparar las diferentes alternativas de proceso planteadas con dos indicadores diferentes y realizar el análisis económico de la planta.

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 al proceso de incineración, es decir, las entradas y salidas del sistema.

- Selección de indicadores ambientales más apropiados para evaluar el sistema bajo estudio.
- Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida de las diferentes alternativas utilizando los indicadores CML 2001 y the Sustainability Metrics.
- Comparación de los diferentes indicadores de Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida.
- Estudio económico de la planta.

**DESARROLLO**

## 2 Desarrollo

### 2.1 Descripción de la planta incineradora a evaluar: Planta integral de gestión de RSU de Cantabria (TIR CANTABRIA)

El escenario de partida es el proceso de incineración llevado a cabo en la planta de Tratamiento integral de Residuos de Cantabria (PTIRC). En esta planta los residuos provenientes de las poblaciones, son transportados por vehículos que los descargan en el foso de recogida y que mediante un pulpo se depositan en el alimentador de placas que lo conduce hacia una bandeja vibrante cuya misión es la de esparcir el residuo para proceder a la retirada de cartón y voluminosos y dosificarlo para la entrada en el trómel, ver Figura 16.



*Figura 16. Trómel de la planta integral de gestión de RSU de Cantabria.*

Por lo tanto en el trómel se produce la separación del residuo en dos: el pasante, con un alto contenido en materia orgánica y el rechazo con mayor proporción de inertes y productos reciclables. El material pasante es sometido a un proceso de separación magnética y de inducción, donde respectivamente se recupera material férrico y material no férrico. El resto de materiales no seleccionados en esta línea de tratamiento, es considerado materia orgánica y es enviado a la nave de fermentación, mostrada en la Figura 17, donde se somete a este material a un proceso de compostaje.



***Figura 17. Nave de fermentación de la planta integral de gestión de RSU de Cantabria.***

Los materiales de rechazo del trómel se someten a un triaje manual, donde se recuperan materiales tales como plásticos, papel y cartón y vidrio, el resto de materiales no separados se someten a separación magnética y el resto de materiales no seleccionados se recogen en una cinta transportadora y se envían al foso de almacenamiento de la planta como CDR susceptible de ser valorizado energéticamente.

La fracción orgánica obtenida tras el cribado mecánico, se somete a una descomposición aerobia bacteriana, siendo el producto final un material de humus comúnmente conocido como compost.

El CDR pasa a la zona de recuperación energética donde es sometido a un proceso de valorización. Se pueden distinguir dos etapas fundamentales en la combustión de los residuos producida dentro del horno, la primera, en donde se produce la conversión de los residuos en gases, y la segunda, en donde tiene lugar la oxidación de esos gases dando como resultado una combustión completa. Para alcanzar la combustión del CDR se requiere la presencia de oxígeno, que es proporcionado mediante la inyección de aire al horno y requiere un exceso de este sobre el estequiométrico, en torno al 70%. En concreto podemos distinguir dos tipos de aire el primario utilizado para refrigerar la parrilla y el secundario utilizado para completar la combustión.

Asimismo durante este proceso es necesario el uso de combustible auxiliar, en este caso en concreto, gas natural para calentar el horno a una temperatura adecuada

(900-1200°C). Otros consumos de la planta son electricidad y de agua utilizada para refrigerar las escorias que son la fracción inquemada de los residuos

Durante la combustión se produce vapor en la caldera el cual es aprovechado en un turbogruppo para generar energía eléctrica, en donde una parte servirá de autoconsumo y el resto se venderá a la red pública.

Los gases que se generan en el proceso son sometidos a un proceso de limpieza antes de su eliminación por la chimenea. El tratamiento de gases está dotado de un sistema de reducción selectiva no catalítica, que mediante el uso de urea reduce los  $\text{NO}_x$ , un absorbedor semi-seco con inyección de hidróxido cálcico para reducir los compuestos halogenados  $\text{HCl}$ ,  $\text{HF}$  y  $\text{SO}_x$ , inyecciones de carbón activo para eliminar las dioxinas y furanos así como otros compuestos orgánicos y un filtro de mangas, que depura el gas de combustión para alcanzar los límites exigidos de emisión de partículas en los gases tratados (BOC, 2004). El proceso del tratamiento de gases se puede ver en la Figura 18.



***Figura 18. Sistema de depuración de gases de la planta integral de gestión de RSU de Cantabria.***

Durante la combustión se generar también una serie de residuos sólidos, las escorias y las cenizas. Respecto a las cenizas, estas se estabilizan con agua y cemento para finalmente depositarlas en vertedero, mientras que las escorias, que se someten a separación magnética, obteniendo escoria inerte, depositada en vertedero, y chatarra que puede ser reciclada y utilizada para la producción de acero en arco eléctrico.

## **2.2 Evaluación de escenarios**

En este trabajo se ha evaluado el impacto ambiental de dos escenarios planteados a partir del proceso inicial ya descrito. Estos escenarios difieren fundamentalmente en el uso de la energía de la producida en la combustión de los residuos.

### **2.2.1 Escenario A: Tratamiento con recuperación energética**

En la Figura 19, se muestra el escenario en donde la energía producida durante la incineración es consumida tanto en el proceso de separación magnética como en el proceso de tratamiento térmico. La combinación de la recuperación de energía en ambos procesos permite un ahorro energético y una mejora medioambiental ya que la propia planta se autoabastece para ambos procesos.

### **2.2.2 Escenario B: Tratamiento sin recuperación energética**

Este segundo escenario, Figura 20, representa un proceso en donde la energía no se recupera. Todas las entradas de energía vienen de la red eléctrica y las salidas se venden a la misma.

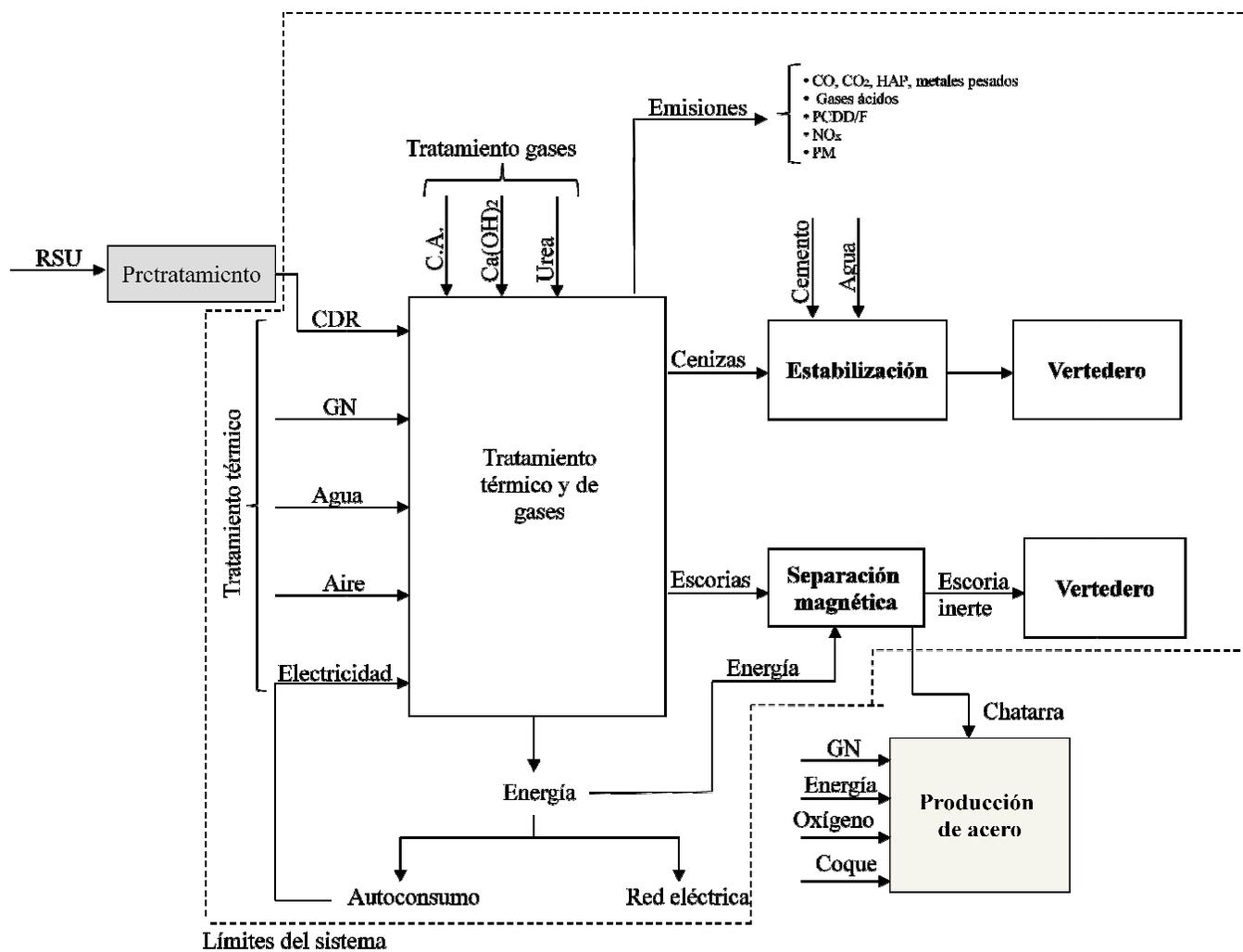


Figura 19. Esquema del proceso con recuperación de energía utilizada en toda la planta.

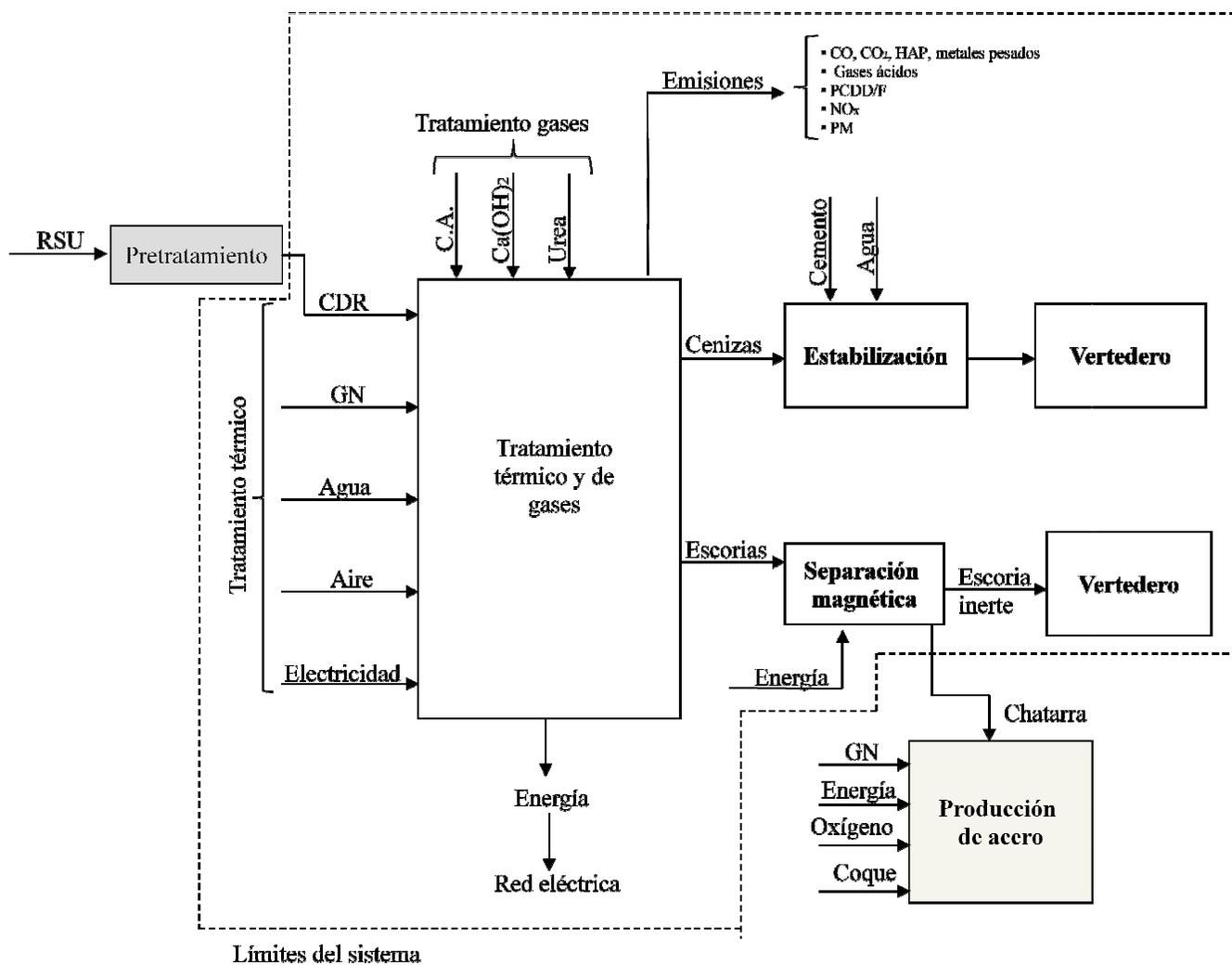


Figura 20. Esquema de proceso sin recuperación de energía.

## **2.3 Aplicación de la Metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV)**

En este trabajo se ha realizado el ACV correspondiente al proceso de incineración de RSU utilizando el software GaBi 4.4. La metodología que se ha seguido para el desarrollo de este ACV es la indicada en la norma ISO 14044 E iso 14040 (ISO, 2006).

Como categorías de impacto se han utilizado las indicadas en la metodología CML2001 (Guinée, J.B., 2001). Sin embargo en la bibliografía consultada (Scipioni, A., et al., 2009, Merrild, H., et al., 2008, Morselli, L., et al., 2007, Chen, D., et al, 2010) se proponía el uso de otros indicadores como Ecoindicador 99, TRACI, EDIP. Estos indicadores se han evaluado obteniéndose resultados muy similares a los obtenidos con CML, por ello no se han incluido en este trabajo, sin embargo si que se han incluido los indicadores the Sustainability Metrics propuestos por ICheme para comparar los resultados obtenidos con cada uno de ellos ya que están más orientados al estudio de procesos (García, V., et al, 2013).

### **2.3.1 Definición de objetivo y alcance**

#### **Definición del objetivo**

El principal objetivo de este estudio es cuantificar las cargas medioambientales y los potenciales impactos asociados a una planta de incineración de RSU, así como comparar las diferentes alternativas de proceso, en función de los impactos ambientales derivados de cada una de ellas. En las Figuras 19 y 20 se muestran las características de cada alternativa.

#### **Alcance del estudio**

#### ***Unidad funcional***

Se ha tomado como unidad funcional una tonelada de CDR, por lo que todos los datos se encuentran referidos a esta unidad.

#### ***Límites del sistema***

El establecimiento de los límites del sistema es esencial, pues determina cuales serán las entradas y salidas del mismo. Este estudio queda limitado al proceso de

incineración, desde el momento en el que el CDR entra en el horno hasta el momento en el que los residuos son depositados o reciclados. Las entradas al sistema serán las materias primas y energía necesaria para el tratamiento de los residuos y las salidas del mismo serán las emisiones al aire y los residuos generados.

Quedan fuera del estudio la infraestructura de la planta, la producción de acero, los procesos asociados al pretratamiento de los residuos así como el transporte de materias primas a la planta y el de los residuos finales a vertedero.

### 2.3.2 Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

El ICV implica la recogida de todas las entradas y salidas del sistema sometido a estudio en el conjunto de todo su ciclo de vida. Los datos utilizados fueron recogidos de diferentes fuentes, y datan del año 2009 aunque se ha necesitado tomar datos de otros años, tal y como se puede ver en la Tabla 4. Dichos datos se muestran en las Tablas 5, 6, 7 y 8. También se han utilizado bases de datos integradas en el software GaBi4.4, como PE-International o BUWAL. El proceso se ha dividido en cuatro subsistemas: incineración, estabilización, separación magnética y producción de acero.

**Tabla 4. Fuentes de información.**

	Fuente	Marco temporal	Geografía
Consumo Agua	AAI	2006	España
Consumo GN			
Consumo Carbón Activo, Ca(OH) <sub>2</sub> y urea			
CDR	AEVERSU	2009	España
Escorias y cenizas generadas			
Electricidad (tratamiento térmico)			
Estabilización (consumo agua y cemento)	Ecoinvent	2003	Suiza
Producción Acero			
Electricidad (separación magnética)			
Consumo Aire	Urbaser	N.D.	España

N.D.: No disponible

*Continuación Tabla 4. Fuentes de información.*

	Fuente	Marco temporal	Geografía
Chatarras generadas	López-Delgado, A.	2003	España
Emisiones (tratamiento térmico)	PRTR	2009	España

*Tabla 5. Inventario tratamiento térmico.*

<b>Entradas</b>			
<b>Tratamiento térmico</b>			
CDR (t CDR)		113.338	
GN (MJ/t CDR)		3,25	
Agua (Kg agua/t CDR)		1,09	
Aire (Kg aire/t CDR)		7.296	
Electricidad (MJ/t CDR)		63,52	
<b>Tratamiento gases</b>			
Urea (Kg urea/t CDR)		8,7 E-01	
Carbón Activo (Kg CA/t CDR)		7,8 E-01	
Ca(OH) <sub>2</sub> (Kg Ca(OH) <sub>2</sub> /t CDR)		7,25	
<b>Salidas</b>			
<b>Residuos</b>			
Cenizas (Kg ceniza/t CDR)	401	Escorias (Kg escorias/t CDR)	131
<b>Emisiones</b>			
Dióxido de Carbono (Kg CO <sub>2</sub> /t CDR)	334	Amoniaco (Kg NH <sub>3</sub> /t CDR)	2,3E-02
Níquel (Kg Ni/t CDR)	3,88 E-05	Flúor (Kg F/t CDR)	1,4E-03
Antimonio (Kg Sb/t CDR)	6,17 E-05	Óxidos de azufre (Kg SO <sub>x</sub> /t CDR)	1,7 E-02
Arsénico (Kg As/t CDR)	1,64 E-05	Zinc (Kg Zn/t CDR)	2,4E-04
Cadmio (Kg Cd/t CDR)	3,52 E-05	HAP (Kg HAP/t CDR)	4,94 E-05
Cloro (Kg Cl/t CDR)	3,6 E-02	COT (Kg COT/t CDR)	1,4 E-02
Cromo (Kg Cr/t CDR)	2,64 E-05	Óxidos de nitrógeno (Kg NO <sub>x</sub> /t CDR)	9,0,E-01
Cobre (Kg Cu/t CDR)	1 E-04	Plomo (Kg Pb/t CDR)	3,6 E-04
Manganeso (Kg Mn/t CDR)	4,05 E-05	Talio (Kg Ta/t CDR)	3,26 E-05

*Continuación Tabla 5. Inventario tratamiento térmico.*

Salidas			
Emisiones			
Mercurio (Kg Hg/t CDR)	6,17 E-06	Dioxinas y furanos (Kg (PCDD/F)/t CDR(	7,94 E-12
Producto			
Electricidad red (MJ/t CDR)	2566,48		

*Tabla 6. Inventario estabilización de cenizas.*

Entradas	
Agua (Kg agua/t CDR)	241
Cemento (Kg cemento/t CDR)	160
Cenizas (Kg cenizas/t CDR)	401
Salidas	
Ceniza estabilizada (Kg ceniza estabilizada/t CDR)	802

*Tabla 7. Inventario separación magnética de escorias.*

Entradas	
Electricidad (MJ/t CDR)	3,01
Escoria (Kg escoria/t CDR)	131
Salidas	
Chatarra (Kg chatarra/t CDR)	19,9
Escoria inerte (Kg escoria inerte/t CDR)	111

### 2.3.3 Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida (EICV)

Una vez que se dispone de los datos de inventario, se lleva a cabo la fase de Evaluación de Ciclo de Vida para poder calcular de esta manera los valores de los indicadores ambientales. El propósito de esta etapa es evaluar los resultados del ICV del sistema de producto para comprender mejor su significado ambiental, utilizando indicadores ambientales para condensar y explicar los resultados del ICV. Los indicadores utilizados en este trabajo han sido los propuestos en CML 2001, método desarrollado por el Centro de las Ciencias Medioambientales de Leiden (Holanda) y “the Sustainability Metrics”, propuestos por la Institución de Ingenieros Químicos

ICheme. El primer método de EICV proporciona una lista de categorías de evaluación de impacto agrupada en:

- **Categorías de impacto obligatorias:** son las categorías usadas en la mayoría de los ACV.
- **Categorías de impacto adicional:** el indicador existe, pero no es habitualmente incluido en los estudios de ACV.

En este estudio se seleccionaron los indicadores ambientales pertenecientes a la categoría de impacto obligatoria (Anexo 1) mostrados en la Tabla 8.

*Tabla 8. Categorías de impacto CML 2001.*

Categoría de impacto	Abreviatura	Unidades
Acidificación	AP	Kg SO <sub>2</sub> eq.
Agotamiento de ozono estratosférico	ODP	Kg CFC-11 eq.
Cambio climático	GWP	Kg CO <sub>2</sub> eq.
Ecotoxicidad acuática de agua dulce	FAETP	Kg 1,4-diclorobenceno eq.
Ecotoxicidad terrestre	TETP	Kg 1,4-diclorobenceno eq.
Eutrofización	EP	Kg fosfato eq.
Formación de ozono fotoquímico	POCP	Kg etileno eq.
Toxicidad humana	HTP	Kg 1,4-diclorobenceno eq.

El segundo indicador, the Sustainability Metrics, es el más adecuado para evaluar los impactos de los procesos industriales y se divide en tres tipos (Soto, E., 2009):

- **Indicadores ambientales**
- **Indicadores económicos**
- **Indicadores sociales**

Para este estudio se seleccionaron los indicadores ambientales (Anexo 2), los cuales se agrupan en impactos al agua, aire y suelo, tal y como se muestra en la Tabla 9 (Tallis, B., et al., 2011).

**Tabla 9. Categorías de impacto The Sustainability Metrics**

Categoría de impacto	Abreviatura	Unidades
<b>Impactos al aire</b>		
Acidificación atmosférica	AA	Kg SO <sub>2</sub> eq.
Calentamiento global	GW	Kg CO <sub>2</sub> eq.
Formación de ozono fotoquímico	POF	Kg etileno eq.
Efectos en la salud humana	HHE	Kg Benceno eq.
Agotamiento del ozono estratosférico	SOD	Kg CFC-11 eq.
<b>Impactos al agua</b>		
Acidificación acuática	Aq.Ac.	Kg H <sup>+</sup> eq.
Demanda acuática de oxígeno	AOD	Kg Oxígeno eq.
Ecotoxicidad (metales)	MEco	Kg Cobre eq.
Ecotoxicidad (otros)	NMEco	Kg formaldehído eq.
Eutrofización	EP	Kg PO <sub>4</sub> eq.

### 2.3.3.1 Discusión de resultados

Se van a estudiar dos escenarios con dos indicadores diferentes, uno con recuperación de energía (A) y otro sin recuperación de energía (B).

#### *Resultados con el indicador CML 2001*

Los resultados obtenidos de los distintos escenarios presentados para la incineración de RSU, se muestran en las Tablas 10 y 11, mientras que en la Figura 32 se muestra la comparación entre ambos.

En los dos escenarios estudiados las categorías que más impacto tienen son Calentamiento global (GWP) y Toxicidad Humana (HTP). Esto se debe a las emisiones de gases de efecto invernadero (GWP), metales pesados y dioxinas (HTP) e hidrocarburos (GWP).

En general, los procesos que más influencia tienen son el tratamiento térmico, la estabilización y el vertido de cenizas.

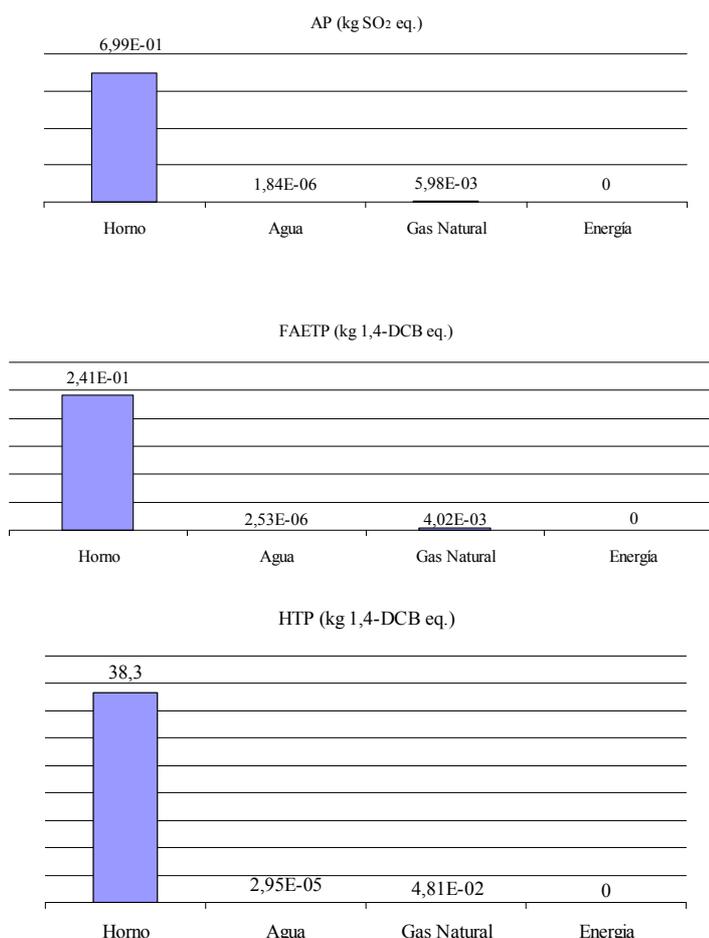
*Tabla 10. Impacto de cada uno de las categorías del escenario A con el indicador CML2001.*

<b>Categoría</b>	<b>Total</b>	<b>Tratamiento térmico</b>	<b>Tratamiento de gases</b>	<b>Estabilización de cenizas</b>	<b>Vertedero cenizas</b>	<b>Separación magnética escorias</b>	<b>Vertedero escorias</b>
AP (Kg SO <sub>2</sub> eq.)	1,17	<b>7,05E-01</b>	6,02E-03	<b>2,34E-01</b>	1,62E-01	0,00	2,24E-02
EP (Kg fosfato eq.)	2,23	1,27E-01	2,33E-03	3,31E-02	<b>1,82</b>	0,00	<b>2,52E-01</b>
FAETP (Kg 1,4-DCBeq.)	4,68E-01	<b>2,45E-01</b>	4,19E-03	<b>8,98E-02</b>	7,44E-02	0,00	1,03E-02
GWP (Kg CO <sub>2</sub> eq.)	1250	<b>336</b>	9,12	132	<b>676</b>	0,00	93,6
HTP (Kg 1,4-DCBeq.)	47,5	<b>38,4</b>	4,88E-02	<b>4,73</b>	9,42E-01	0,00	1,30E-01
ODP (Kg CFC-11 eq.)	3,96E-06	9,68E-08	1,29E-07	<b>2,12E-06</b>	<b>5,93E-07</b>	0,00	8,22E-08
POCP (Kg etileno eq.)	2,81E-01	<b>2,99E-02</b>	6,00E-04	1,85E-02	<b>2,00E-01</b>	0,00	2,78E-02
TETP (Kg 1,4-DCBeq.)	2,43	<b>2,98E-01</b>	1,84E-02	2,17E-01	<b>5,92E-01</b>	0,00	8,20E-02

**Escenario A: Tratamiento con recuperación energética.**

En la Tabla 10 se muestran los impactos de este escenario donde la energía recuperada de la combustión de los residuos es utilizada en el tratamiento térmico de los mismos así como en la separación magnética.

De acuerdo a estos datos, para las categorías Acidificación Potencial (AP), Ecotoxicidad en agua dulce (FAETP) y Toxicidad humana (HTP) son el tratamiento térmico y la estabilización los procesos que más impacto generan. Tal y como se muestra en la Figura 21 esto se debe a las emisiones del horno: sustancias acidificantes, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> (AP), metales pesados tales como Cr, Ta, As, Cd, Va, Co, Hg, Ni, y dioxinas (FAETP, HTP) y a las emisiones asociadas a la producción del cemento utilizado en el proceso de estabilización de las cenizas, en concreto metales pesados (FAETP, HTP), Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos HAP (HTP) y sustancias acidificantes, en concreto, HF, NH<sub>3</sub>, HF, NO, SO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (AP).



**Figura 21. AP, FAETP y HTP del tratamiento térmico en el escenario A.**

Para las categorías Cambio climático (GWP), Formación de ozono fotoquímico (POCP) y Ecotoxicidad terrestre (TETP) son el vertedero de cenizas y el tratamiento térmico los procesos que causan un mayor impacto ambiental. En relación al impacto del vertedero, los principales impactos se deben a las emisiones y lixiviación de las cenizas estabilizadas una vez depositadas en el vertedero. Es el vertido de las cenizas y no el de las escorias el que tiene un mayor impacto ya que tras la combustión el 40,10% de los RSU son cenizas y tan solo el 13,10% escorias. En concreto son las emisiones de  $N_2O$ , Hidrocarburos, Compuestos Orgánicos Volátiles (VOC) y  $CO_2$  las que más contribuyen al calentamiento global (GWP), las emisiones de metales pesados como Co, Ni, Va, Ta, As y Cr los que más influencia tienen en la Ecotoxicidad terrestre (TETP), mientras que el CO, NO,  $NO_2$ , Compuestos orgánicos volátiles distintos del Metano (NMVOC) y VOC son los que más influencia tienen en la formación de ozono fotoquímico (PCOP). Respecto al tratamiento térmico, destaca la contribución de las emisiones de  $CO_2$  al GWP, las de  $NO_x$  y CO a POCP y las de metales pesados a la TETP.

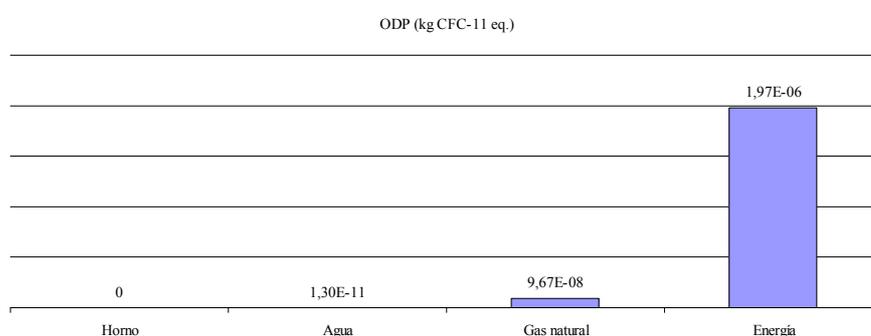
Para la Eutrofización Potencial (EP), los dos vertederos, de cenizas y de escorias, son los que más contribuyen debido a las emisiones y al enriquecimiento en nutrientes del suelo. Los causantes de este impacto son las emisiones de  $N_2$ ,  $NH_3$  y  $NO_x$ .

En la categoría ODP la estabilización y el vertedero de cenizas son los procesos más influyentes debido a la emisión de triclorofluorometano en el proceso de producción de cemento, en el caso de la estabilización, y en el vertedero de cenizas.

En esta categoría, el tratamiento térmico no tiene una influencia tan importante como para el vertedero de cenizas y la estabilización. La influencia en el tratamiento térmico en este caso procede del consumo del gas natural y no de las emisiones que se generan en el horno, esto se debe a que dichas emisiones no afectan a esta categoría, tal y como se puede apreciar en la Figura 24. Así mismo la energía consumida como no procede de la red si no de la propia combustión, no produce ningún impacto ambiental.

**Escenario B: Tratamiento sin recuperación de energía**

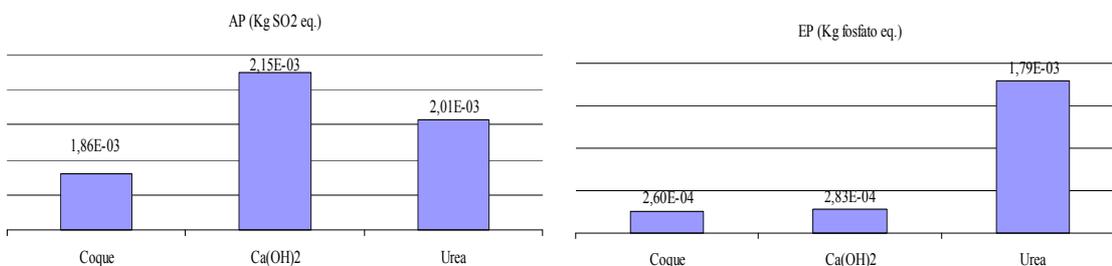
En la Tabla 11 se recogen los datos de este escenario en donde para las categorías AP, EP, FAETP, GWP, HTP, POCP Y TETP los mayores impactos son causados por los mismos procesos y las mismas causas que en los escenarios anteriores. Para la categoría ODP los principales impactos se deben a la estabilización de cenizas donde la producción de cemento sigue siendo la causante de este impacto debido a la emisión de triclorofluorometano, y al tratamiento térmico. Respecto a este último, el impacto tiene su origen en el consumo de energía tal y como se muestra en la Figura 22. Esto se debe a que no se recupera la energía generada durante el proceso.



**Figura 22. ODP del tratamiento térmico del escenario B.**

**Comparación de escenarios**

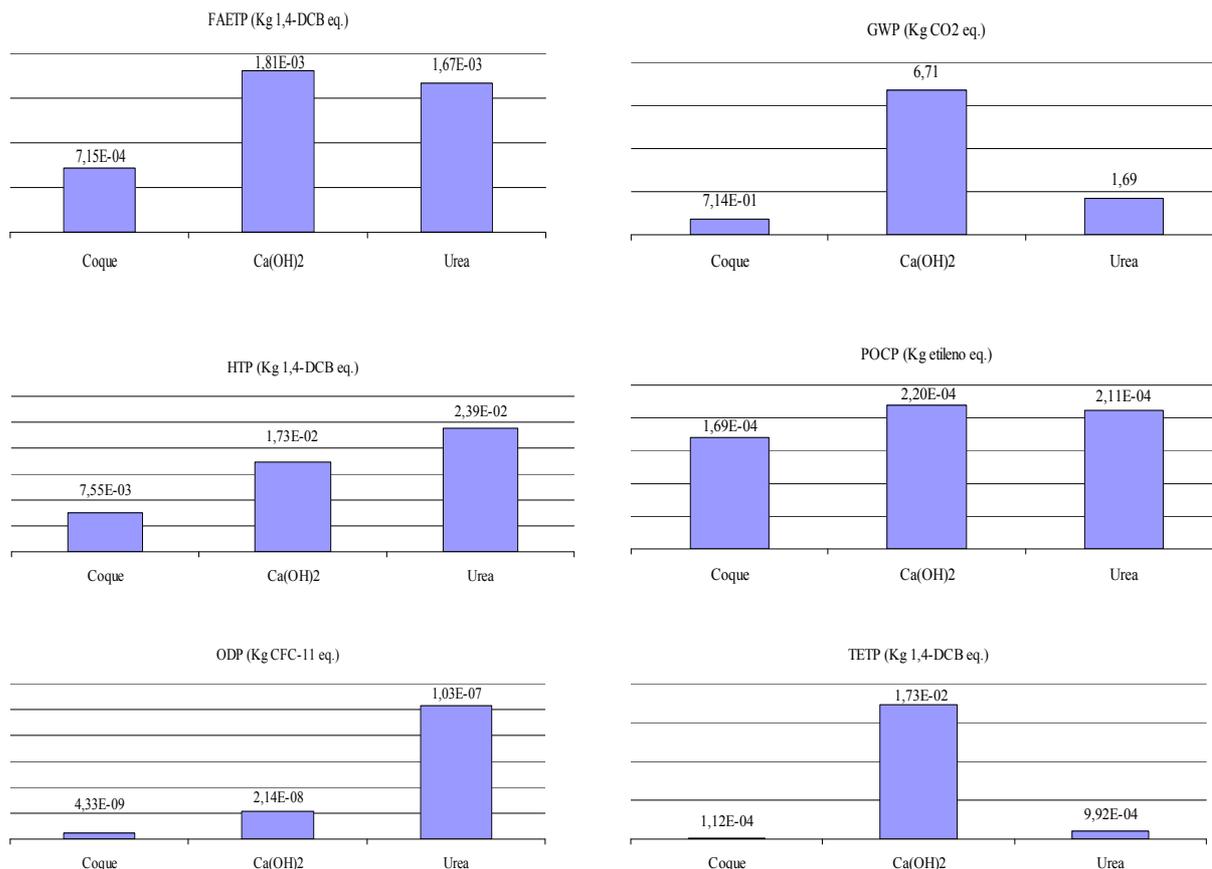
Existe una característica común para los dos escenarios, respecto al tratamiento de gases, los reactivos que más impacto generan son el  $\text{Ca(OH)}_2$ , porque es el reactivo que más se consume, y la urea que, aunque no se consume en grandes cantidades tiene una elevada toxicidad. Esto se puede apreciar en las Figura 23 y 24.



**Figura 23. Impactos del tratamiento de gases (AP y EP).**

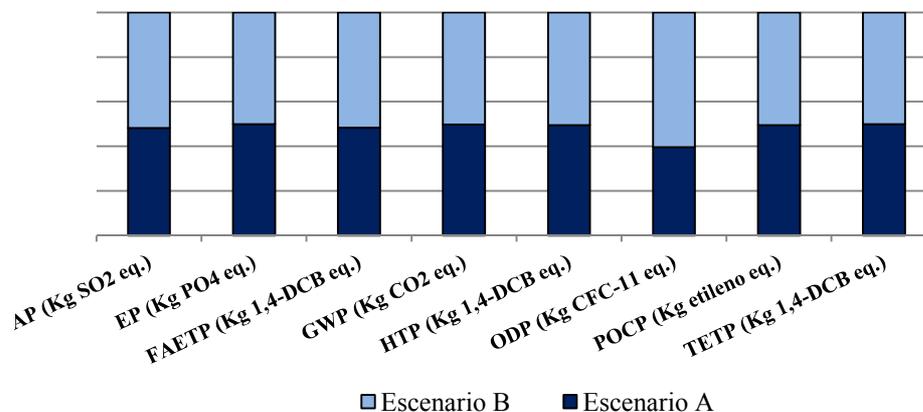
**Tabla 11. Impacto de cada uno de las categorías del escenario B con el indicador CML2001.**

<b>Categoría</b>	<b>Total</b>	<b>Tratamiento térmico</b>	<b>Tratamiento de gases</b>	<b>Estabilización de cenizas</b>	<b>Vertedero cenizas</b>	<b>Separación magnética escorias</b>	<b>Vertedero escorias</b>
<b>AP (Kg SO<sub>2</sub>eq.)</b>	1,26	<b>7,89E-01</b>	6,02E-03	<b>2,34E-01</b>	1,62E-01	3,99E-03	2,24E-02
<b>EP (Kg fosfato eq.)</b>	2,24	1,30E-01	2,33E-03	3,31E-02	<b>1,82</b>	1,72E-04	<b>2,52E-01</b>
<b>FAETP (Kg 1,4-DCBeq.)</b>	5,00E-01	<b>2,75E-01</b>	4,19E-03	<b>8,98E-02</b>	7,44E-02	1,47E-03	1,03E-02
<b>GWP (Kg CO<sub>2</sub>eq.)</b>	1260	<b>347</b>	9,12	132	<b>676</b>	5,33E-01	93,6
<b>HTP (Kg 1,4-DCBeq.)</b>	48,5	<b>39,4</b>	4,88E-02	<b>4,73</b>	9,42E-01	4,83E-02	1,30E-01
<b>ODP (Kg CFC-11 eq.)</b>	6,03E-06	<b>2,07E-06</b>	1,29E-07	<b>2,12E-06</b>	5,93E-07	9,35E-08	8,22E-08
<b>POCP (Kg etileno eq.)</b>	2,86E-01	<b>3,50E-02</b>	6,00E-04	1,85E-02	<b>2,00E-01</b>	2,42E-04	2,78E-02
<b>TETP (Kg 1,4-DCBeq.)</b>	2,45	<b>3,13E-01</b>	1,84E-02	2,17E-01	<b>5,92E-01</b>	7,16E-04	8,20E-02



**Figura 24. Impactos del tratamiento de gases (AP, EP, FAETP, GWP, MAETP, HTP, ODP, POCP y TETP).**

Observando la Figura 25 se puede ver que el escenario más favorable para todas las categorías es el escenario A, proceso con recuperación de energía. Esto se debe a que la recuperación de energía permite evitar el impacto asociado al consumo de energía. Además en los dos escenarios las categorías que más impacto generan son GWP y HTP.



**Figura 25. Perfil comparativo de los dos escenarios con el indicador CML2001.**

***Resultados con el indicador SM***

En las Tablas 12 y 13 se muestran los resultados obtenidos con este indicador en ambos escenarios. Se puede ver que de todas las categorías de impacto destaca el Calentamiento Global (GW) y los Efectos en la Salud Humana (HHE) en ambos escenarios.

El elevado impacto del GW se debe a que durante el proceso se emiten grandes cantidades de los gases que contribuyen al calentamiento global, sobre todo emisiones de CO<sub>2</sub> durante el tratamiento térmico. Respecto a la categoría HHE, su impacto nace de la gran cantidad de dioxinas y furanos (PCDDF) y metales pesados que se emiten al aire durante el proceso de incineración como As, Sb, Cu, Ni y Hg.

Además de estas categorías también destaca el impacto asociado a la Acidificación Atmosférica (AA) en el escenario A y el impacto debido a la Formación de Ozono Fotoquímico (POF) en el escenario B. Estos impactos se deben a la emisión de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub>, en el caso de la AA y a la emisión de NO<sub>x</sub> y Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) en el caso de la POF.

En cuanto a los procesos, los que más impactos generan son el tratamiento térmico, los vertederos de cenizas y escorias y la estabilización de cenizas. Esto se debe principalmente a las emisiones de gases de efecto invernadero, ácidos y dioxinas y furanos en la combustión de los residuos, a las emisiones y lixiviaciones en el caso de los vertederos, y la producción de cemento, en el caso de la estabilización de cenizas.

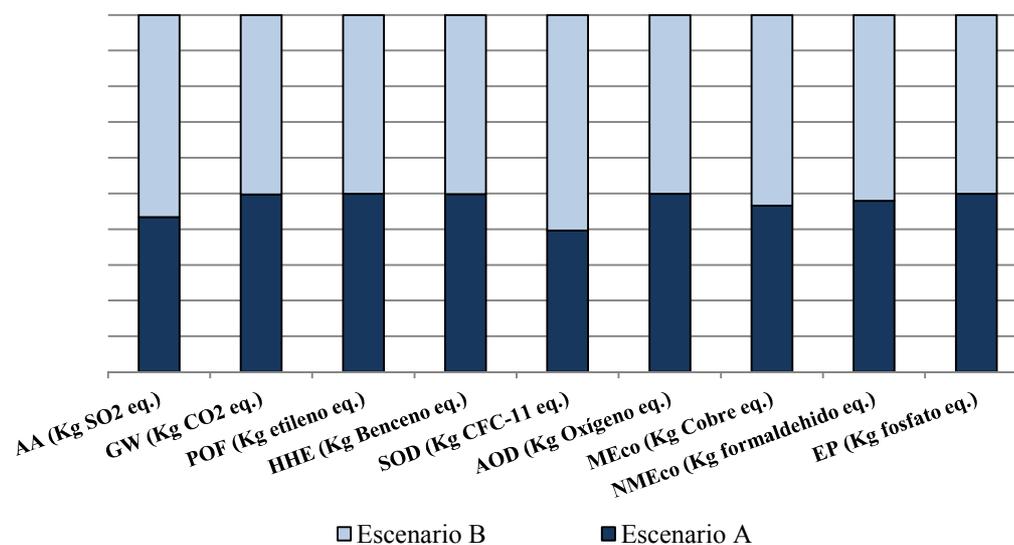
A partir de los resultados obtenidos y si observamos la Figura 26 podemos ver que, al igual que con el indicador CML 2001, el escenario más favorable es el escenario A. En este escenario la energía se recupera pudiéndose evitar el impacto generado por la producción de ésta.

*Tabla 12. Impacto de cada una de las categorías del Escenario A para el indicador Sustainability Metrics.*

Categoría	Total	Tratamiento térmico	Tratamiento gases	Estabilización	Vertedero cenizas	Separación magnética Escorias	Vertedero escorias
<b>Impactos al aire</b>							
AA(Kg SO <sub>2</sub> eq.)	2,25E-01	<b>6,73E-02</b>	2,88E-03	<b>6,11E-02</b>	5,54E-02	0,00	7,67E-03
GW (Kg CO <sub>2</sub> eq.)	1,25E+03	<b>3,73E+02</b>	9,31	1,39E+02	<b>6,39E+02</b>	0,00	8,85E+01
POF (Kg etileno eq.)	9,90E-01	5,33E-03	7,20E-04	1,36E-02	<b>8,49E-01</b>	0,00	<b>1,18E-01</b>
HHE (Kg Benceno eq.)	3,76E-01	<b>5,94E-02</b>	1,34E-03	5,76E-02	<b>2,25E-01</b>	0,00	3,12E-02
SOD (Kg CFC-11 eq.)	4,60E-06	1,16E-07	1,50E-07	<b>2,46E-06</b>	<b>6,89E-07</b>	0,00	9,55E-08
<b>Impactos al agua</b>							
AOD (Kg Oxígeno eq.)	3,43E-03	3,33E-06	<b>3,25E-03</b>	<b>1,26E-04</b>	4,09E-05	0,00	5,67E-06
MEco (Kg Cobre eq.)	4,96E-06	2,98E-07	1,72E-07	<b>1,70E-06</b>	<b>2,15E-06</b>	0,00	2,98E-07
NMEco (Kg formaldehído eq.)	7,45E-02	1,42E-03	1,91E-03	<b>3,70E-02</b>	<b>2,74E-02</b>	0,00	3,80E-03
EP (Kg PO <sub>4</sub> eq.)	1,80E-02	6,40E-05	2,25E-05	1,49E-04	<b>1,56E-02</b>	0,00	<b>2,16E-03</b>

*Tabla 13. Impacto de cada una de las categorías del Escenario B para el indicador the Sustainability Metrics.*

Categoría	Total	Tratamiento térmico	Tratamiento gases	Estabilización	Vertedero cenizas	Separación magnética escorias	Vertedero escorias
<b>Impactos al aire</b>							
AA(Kg SO2 eq.)	2,94E-01	<b>1,33E-01</b>	2,88E-03	<b>6,11E-02</b>	5,54E-02	3,11E-03	7,67E-03
GW (Kg CO2 eq.)	1,27E+03	<b>3,85E+02</b>	9,31	1,39E+02	<b>6,39E+02</b>	6,08E-01	8,85E+01
POF (Kg etileno eq.)	9,95E-01	1,00E-02	7,20E-04	1,36E-02	<b>8,49E-01</b>	2,24E-04	<b>1,18E-01</b>
HHE (Kg Benceno eq.)	3,78E-01	<b>6,10E-02</b>	1,34E-03	5,76E-02	<b>2,25E-01</b>	1,17E-04	3,12E-02
SOD (Kg CFC-11 eq.)	7,00E-06	<b>2,41E-06</b>	1,50E-07	<b>2,46E-06</b>	6,89E-07	1,09E-07	9,55E-08
<b>Impactos al agua</b>							
AOD (Kg Oxígeno eq.)	3,45E-03	1,36E-05	<b>3,25E-03</b>	<b>1,26E-04</b>	4,09E-05	5,73E-07	5,67E-06
MEco (Kg Cobre eq.)	5,67E-06	9,81E-07	1,72E-07	<b>1,70E-06</b>	<b>2,15E-06</b>	3,25E-08	2,98E-07
NMEco (Kg formaldehído eq.)	8,09E-02	7,54E-03	1,91E-03	<b>3,70E-02</b>	<b>2,74E-02</b>	2,92E-04	3,80E-03
EP (Kg PO4 eq.)	1,80E-02	7,68E-05	2,25E-05	1,49E-04	<b>1,56E-02</b>	3,20E-06	<b>2,16E-03</b>



**Figura 26. Perfil comparativo de los dos escenarios con el indicador SM.**

Una vez obtenidas las cargas ambientales se llevará a cabo la normalización de los distintos escenarios. Para ello es necesario utilizar un valor de referencia, en nuestro caso serán los valores umbrales de notificación que recoge el Anexo II del Reglamento E-PRTR (Registro Europeo de Emisiones y Transferencia de Contaminantes) y que aparecen recogidos en la Tabla 14.

**Tabla 14. Valores umbrales de notificación E-PRTR (Comisión Europea, 2006)**

Categoría de impacto	Valor	Unidades
<b>Impactos al aire</b>		
AA	150.000	Kg SO <sub>2</sub> /año
GW	100.000.000	Kg CO <sub>2</sub> /año
POF	1.000	Kg etileno/año
HHE	1.000	Kg Benceno/año
SOD	1	Kg CFC-11/año
<b>Impactos al agua</b>		
AOD	50.000	Kg Oxígeno/año
MEco	50	Kg Cobre/año
NMEco	50	Kg Formaldehído/año
EP	5.000	Kg Fosfato/año

El resultado de la normalización es un número adimensional. En las Tablas 15 y 16 se muestra la comparación de las categorías para los dos escenarios estudiados.

**Tabla 15. Impactos al aire**

Categoría (Adimensional)		Escenario A	Escenario B
<b>Impactos al aire</b>	Acidificación atmosférica	1,50E-06	1,95E-06
	Calentamiento Global	1,25E-05	1,26E-05
	Formación de Ozono fotoquímico	9,90E-04	9,94E-04
	Efectos Salud Humana	3,76E-04	3,78E-04
	Agotamiento del Ozono estratosférico	4,60E-06	7,00 E-06

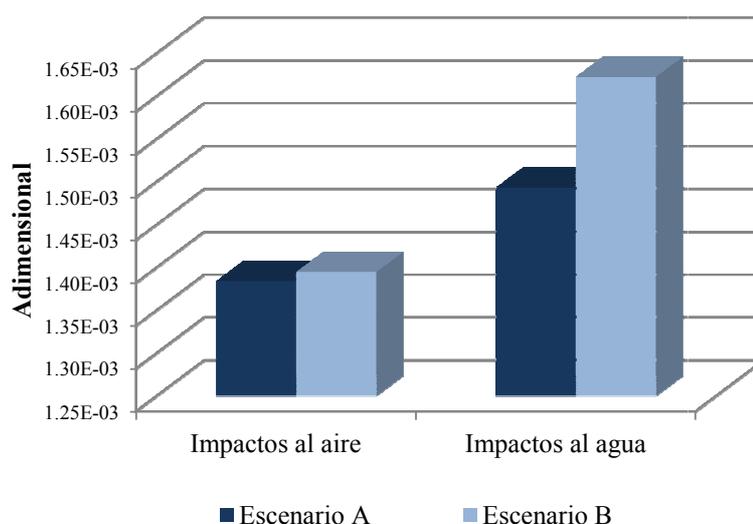
**Tabla 16. Impactos al agua**

Categoría (Adimensional)		Escenario A	Escenario B
<b>Impactos al agua</b>	Demanda acuática de oxígeno	6,87E-08	6,89E-08
	Ecotoxicidad (metales)	9,91E-08	1,13E-07
	Ecotoxicidad (otros)	1,49E-03	1,61E-03
	Eutrofización	3,59E-06	3,60E-06

A la vista de los resultados obtenidos tras la normalización podemos ver que el mayor impacto al aire corresponde a la categoría de Formación de Ozono Fotoquímico (POF) para ambos escenarios. Este resultado discrepa del obtenido en la caracterización, en donde el mayor impacto tenía su origen en el Cambio Climático (GW). Esto se debe a que el valor de referencia de esta categoría es mucho mayor que los valores de referencia de las demás categorías.

Respecto a las categorías de impacto al agua, el mayor impacto corresponde a la categoría Ecotoxicidad Acuática de sustancias no metálicas (NMEco). En este caso el resultado de la normalización coincide con el de la caracterización.

Los indicadores estudiados se han agrupado considerando el mismo factor de ponderación, es decir, considerando que tienen la misma influencia en los impactos al aire y en los impactos al agua, tal y como se muestra en la Figura 27. En esta figura podemos observar que los impactos al agua son mayores que los impactos al aire, en contra de lo obtenido en la caracterización. Esto se debe a que los valores de referencia de los impactos al aire son mucho mayores que los valores de referencia de los impactos al agua.



**Figura 27. Impactos al aire y agua de los Escenarios A y B.**

### ***Comparación entre indicadores***

Los indicadores estudiados muestran resultados similares. Si observamos las categorías Calentamiento Global y Agotamiento del Ozono Estratosférico, podemos ver que los resultados son iguales, ya que las unidades son las mismas y los factores de potencia similares. No obstante, para las demás categorías existen diferencias entre los resultados. Esto se debe a que el indicador Sustainability Metrics sólo considera los contaminantes atmosféricos para los impactos al aire y contaminantes al agua para los impactos al medio acuático, mientras que el indicador CML 2001 considera para los impactos al aire y al agua las emisiones en todos los compartimentos ambientales.

# **ESTUDIO ECONÓMICO**

### 3 Estudio económico

La creación de una planta de incineración de RSU conlleva una inversión considerable, semejante a la de una planta térmica de producción de energía eléctrica ya que, una planta de incineración es una planta térmica en la que se ha sustituido el carbón como materia prima por los RSU (Rubio, A., 2003).

Además el cálculo de los costes asociados a la gestión de residuos basados en un sistema ya implantado es difícil de realizar ya que los costes de inversión, explotación y las condiciones de funcionamiento no son fijos. Por esto se hace necesario realizar un cálculo de los costes teniendo en cuenta la realidad de la zona sobre la que se va a actuar (Morena, J., et al., 2003).

La inversión realizada inicialmente en la planta fue de 65 millones de euros en el año 2006. Como los costes de inversión varían en función del año se ha actualizado la inversión inicial para obtener un análisis económico más fiable y realista. Esto se ha calculado mediante el uso del índice CEPCI (Chemical Engineering Plant Cost Index) con el que hemos podido actualizar la inversión inicial utilizando la fórmula mostrada en la Ecuación 3 (Cristóbal, J., et al., 2012).

$$TC_a = \sum TCI_{i,b} \frac{CEPCI_a}{CEPCI_b} \quad (3)$$

Donde  $TC_a$  es el coste total de inversión de la planta en el año de referencia a,  $TC_{i,b}$  es el coste total de la planta en el año b,  $CEPCI_a$  es el valor de índice en el año de referencia a y  $CEPCI_b$  es el valor del mismo índice en base al año b.

$$65 = TCI_{2011} \times \frac{499,6}{585,7}$$

De esta manera obtenemos una inversión en el año 2011 de 76,2 millones de euros.

### 3.1 Costes de inversión

Los costes de inversión deben de tener en cuenta los parámetros que se recogen en la Tabla 17, en donde se muestra el coste individualizado de cada uno de los sistemas o equipos que configuran la planta incluyéndose los costes de montaje y puesta en marcha.

### 3.2 Costes de explotación

Los costes de explotación se distinguen entre gastos fijos que son independientes de la cantidad de residuos tratada y los gastos variables que son función directa de las toneladas de residuos tratadas. Este coste suele estar comprendido entre el 9,5-10,4% de la inversión total, en este caso los costes totales de explotación corresponderían a un total de 7.620.196 €.

*Tabla 17. Desglose de inversiones*

Concepto	Porcentaje (%) <sup>2</sup>	Coste aproximado (€)
Terreno	0,5	381.009
Puente grúa, bascula	2	1.524.039
Horno, caldera, escorias	34,5	26.289.676
Depuración de gases	15	11.430.294
Electricidad y control	6	4.572.117
Turboalternador	9	6.858.176
Sistema de condensación	4	3.048.078
Tuberías, tratamiento de aguas	3	2.286.058
Obra civil	16	11.811.304
Ingeniería, dirección de obra	7	5.334.137
Gastos de redacción del proyecto	3	2.286.058

<sup>2</sup> Morena, J., et al., 2003.

### 3.2.1 Gastos fijos

Están compuestos básicamente por:

- Gastos de personal

El número mínimo de operarios se considera como el necesario para que la planta funcione de forma continua durante veinticuatro horas al día durante todo el año. Se necesitan 5 turnos de trabajo y el número de empleados será de 45 personas reflejadas en la Tabla 18 según su categoría profesional.

*Tabla 18. Desglose de la plantilla de una incineradora*

Dirección y administración	Explotación	Mantenimiento
1 Gerente	5 Jefes de turno	5 Montadores mecánicos
1 Administrativo	5 Operarios de cuadro	5 Montadores eléctricos
1 Auxiliar administrativo	5 Gruistas	5 Oficiales de segunda
	5 Rondistas	2 Peones de limpieza
	5 Porteros, basculistas, vigilantes	
<b>3</b>	<b>25</b>	<b>17</b>

Los gastos de personal suelen ser del 27% de los gastos totales de explotación, aproximadamente 2.057.452,96€.

- Gastos administrativos

Incluyen viajes, formación, auditorías, seguros, etc. Y suelen oscilar entre un 5-10% de los totales de explotación, considerando que los gastos administrativos corresponden con un 7% de los gastos totales de explotación, los gastos administrativos ascienden a 533.413,731 €/año.

Los gastos totales fijos ascienden a 2.590.866 €/año.

### 3.2.2 Gastos variables

Su valor se verá modificado según las variaciones que sufra la explotación de la planta y su composición y su coste aproximado se muestra resumido en la Tabla 19.

*Tabla 19. Desglose de los gastos variables*

Costes variables	Porcentaje (%)	Coste aproximado (€)
Piezas de recambio	9	685.817
Reparaciones	25	1.905.049
Agua	1,5	114.302
Energía eléctrica	1,7	129.543
Combustible	2,1	160.024
Aditivos	7,7	586.755,104
Tratamiento de escorias, cenizas y transporte a vertedero	19%	1.440.7837,27

Los gastos de explotación debidos a los gastos variables ascienden a un total de 5.029.329 €/año.

### 3.3 Ingresos

Los ingresos de una planta de incineración procederán de la venta de energía eléctrica generada durante el proceso de incineración, que en este caso corresponde al 45% de los ingresos totales, y el resto de ingresos, 55%, procede del tratamiento de los residuos.

- Ingresos por venta de energía

La venta de energía está acogida al régimen especial establecido en el RD 661/2007.

La retribución que los productores reciben por la cesión de energía eléctrica proveniente de instalaciones de producción en régimen especial se calcula según la Ecuación 4.

$$R = P_m + P_r \pm ER \quad (4)$$

Donde:

Pm: precio final medio de mercado

Pr: prima

ER: complemento por energía reactiva aplicado a la suma de Pm y Pr.

Las primas que reciben las plantas de cogeneración acogidas al RD 661/2007 dependen de la potencia instalada. En este caso se trata de una planta que utiliza como combustible principal residuos sólidos urbanos con una potencia instalada de 10MW en los primeros 10 años de su funcionamiento, por lo que le corresponde una prima de 2,30 c€/KWh ( BOE, 2007) y un precio final medio de mercado de 5,837 c€/KWh (Comisión Nacional de Energía, 2012).

El complemento por energía reactiva está formado por un recargo o descuento porcentual y se aplica a la totalidad de la facturación básica.

El método de cálculo del valor porcentual a aplicar sobre la facturación depende del  $\cos \varphi$  y viene reflejado en la Tabla 20 donde se muestran los valores de  $\cos \varphi$  particulares y cualquier valor distinto no corresponde con un descuento o recargo calculado por interpolación lineal (BOE, 1998).

**Tabla 20. Abono o descuento a aplicar en función del factor de potencia.**

cos $\varphi$	Abono (%)	Descuento (%)
1,00	4,00	
0,95	2,2	
0,9	0,0	0,0
0,85		2,5
0,8		5,6
0,75		9,2
0,7		13,7

Por tanto, considerando un  $\cos \varphi = 1$ , la retribución media anual por KWh eléctrico exportado aproximado según la Ecuación 4, resultaría:

$$R=5,837+2,30+0.04 \times (5,837+2,30)=8,46248 \text{ c€/kWh.}$$

Si consideramos que la planta trabaja a efectivamente y a pleno rendimiento unas 7.500 h/año aproximadamente, los ingresos por venta de energía eléctrica a la red corresponderán a la Ecuación 5.

$$\text{Ingresos}_{\text{energía}} = 7.500 \text{ h/año} \times 10000 \text{ KWh} \times 8,46248 \text{ c€/KWh} = 6.283.391 \text{ €/año} \quad (5)$$

- Ingresos por incineración de residuos

En cuanto a los ingresos por incineración de residuos corresponderán al canon pagado por tonelada de residuo por la cantidad total de residuo incinerado, de acuerdo a la Ecuación 6. Este canon viene establecido por la Ley 2/2013 del 30 de Mayo por la que se establece que la tasa de gestión final de residuos mediante valorización o eliminación corresponde a un valor de 62,73 € por tonelada métrica.

$$\text{Ingresos}_{\text{residuo incinerado}} = \text{canon (€/tn)} \times \text{tonelada de residuo incinerado} \quad (6)$$

$$\text{Ingresos}_{\text{residuo incinerado}} = 62,73 \text{ €/tn} \times 113.338 \text{ tn} = 7.109.692 \text{ €/año} \quad (6)$$

### 3.4 Beneficio

Los gastos totales ascienden a 7.620.196 €/año

Los ingresos totales ascienden a 13.393.084 €/año

El beneficio obtenido será la diferencia entre los ingresos totales y gastos totales de explotación.

$$\text{Beneficio} = 13.393.084 \text{ €/año} - 7.620.196 \text{ €/año} = 5.772.888 \text{ €/año.}$$

A la vista de los resultados obtenidos podemos ver que además de las ventajas ya comentadas sobre la incineración de residuos se obtiene un alto beneficio económico que permitirá seguir avanzando en esta vía de gestión final de residuos así como hacer estudios de impacto ambiental e implantar nuevos sistemas de tratamiento de gases que permitirán reducir la contaminación.

### 3.5 Cálculo del periodo de recuperación de la inversión o payback

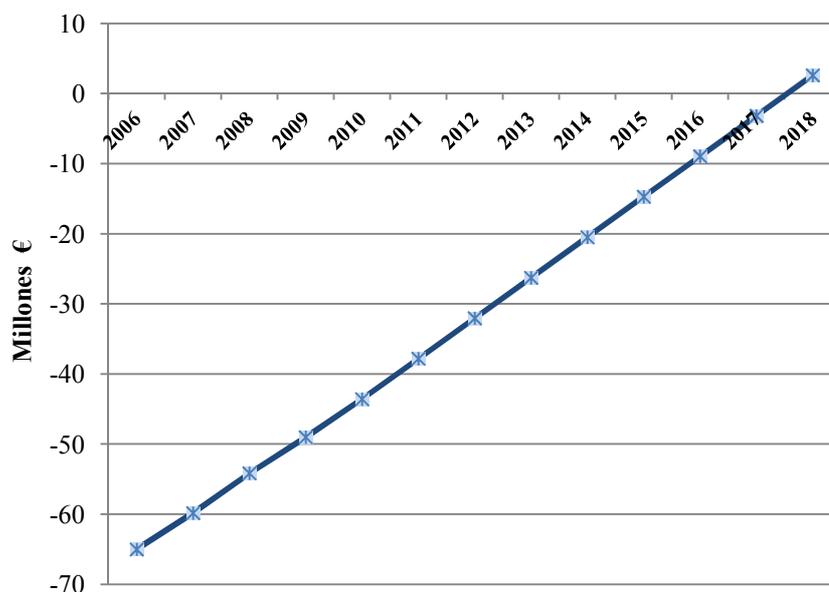
Se define payback como la estimación del tiempo que tardará en recuperarse el capital vinculado a la inversión. Dicho tiempo se calculará según la Ecuación 7.

$$\text{Payback} = \frac{\text{Inversión}}{\text{Beneficios}} \quad (7)$$

Aplicando la Ecuación 7 referida a nuestros datos obtendremos el tiempo de recuperación para este caso.

$$\text{Payback} = \frac{76.200.000}{5.772.888} = 13,19 \approx 13 \text{ años}$$

Tomando como datos de partida la inversión actualizada y los gastos calculados y aplicando el CEPCI, se han obtenido los diferentes gastos e ingresos para los diferentes años, desde el año en que se creó la planta hasta el año 2011. Para los datos posteriores a este año se ha considerado que se seguirán obteniendo beneficios, de forma que si observamos la Figura 28 se puede ver que hasta el año 2018, décimo tercer año a partir de la puesta en marcha de la planta, no se recupera la inversión, dato que coincide con el payback calculado.



**Figura 28. Periodo de recuperación de la inversión.**

## **CONCLUSIONES**

#### 4 Conclusiones

Las conclusiones a las que se ha llegado en el presente trabajo se resumen a continuación:

- Se ha desarrollado un estudio basado en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) que ha permitido comparar distintas alternativas para la incineración de RSU.
- Las categorías que presentan una mayor contribución para todos los escenarios estudiados son el Calentamiento Global (GW) y la Formación de Ozono Fotoquímico (POF) debido a la emisión de gases de efecto invernadero y compuestos orgánicos.
- Los procesos que más impacto generan son el tratamiento térmico, los vertederos de cenizas y escorias y la estabilización de cenizas. Esto se debe principalmente a las emisiones de gases de efecto invernadero, ácidos y dioxinas y furanos en la combustión de los residuos y la producción de cemento, en el caso de la estabilización de cenizas.
- Respecto al tratamiento de gases, el reactivo que más impacto genera es el  $\text{Ca(OH)}_2$  utilizado para tratar los gases ácidos. También genera un importante impacto la urea debido a su elevada toxicidad.
- Los resultados obtenidos tras la evaluación muestran que el escenario más favorable y que menos impacto genera en todas las categorías de impacto es el escenario A.
- Las diferencias existentes entre los dos indicadores se deben a que el indicador The Sustainability Metrics únicamente considera los contaminantes atmosféricos para los impactos al aire y contaminantes al agua para los impactos al medio acuático, mientras que CML 2001 considera para los impactos al aire y al agua las emisiones en todos los compartimentos ambientales.

- En contra de lo obtenido en la caracterización, donde el mayor impacto era generado por el GW, la normalización muestra que el mayor impacto procede de la POF. Esta diferencia radica en que el valor de referencia para el GW es mayor que los demás valores de referencia.
- El estudio económico muestra que la incineración de residuos proporciona un alto beneficio económico por el canon de incineración y la venta de energía. Así mismo, la planta tardará 13 años en recuperar la inversión realizada para la instalación y funcionamiento de la misma.

## **BIBLIOGRAFÍA**

## 5 Bibliografía

- Agencia Europea de Estadística, EUROSTAT. <http://www.eurostat.com>. Consultado 9 de Mayo de 2012.
- Aldaco, R., 2005. Control de fluoruros con recuperación de producto. Tesis Doctoral. 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.
- Arrizabalaga, P., 2007. Planta incineradora de residuos sólidos urbanos de lecho fluidizado con recuperación de energía. Trabajo Fin de Carrera. Universidad Pontificia Comillas.
- Asociación Española de Valorización Energética de Residuos Sólidos Urbanos, AEVERSU. <http://www.aeversu.com>. Consultado el 20 de Marzo de 2012.
- Azapagic, A., 1999. Life Cycle Assessment and its applications to process selection, design and optimization. Chemical Engineering Journal, Volumen 73 (1), pp, 1-21.
- Bare, J. et al., 2006. Development of the Method and U.S. Normalization Database for Life Cycle Assessment and Sustainability Metrics. Environ. Sci. Technol., 40 (16) pp. 5108-5115.
- BOC número 34, Resolución 227/2006, de 17 de Febrero, Autorización Ambiental Integrada de para la Planta de Tratamiento Integral de Residuos Urbanos de Cantabria, expediente número AAI/02/2005.
- BOE número 126, Real Decreto 661/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial.
- BOE número 142, Ley 2/2013, de 17 de mayo, por la que se sustituyen los anexos a la Ley 10/2012, de 26 de diciembre, de medidas fiscales y administrativas.
- BOE número 181, Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.

## Bibliografía

- BOE número 312, Real Decreto 2818/1998, de 23 de diciembre, sobre producción de energía eléctrica por instalaciones abastecidas por recursos o fuentes de energía renovables, residuos y cogeneración.
- BOE número 96, Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos.
- BOE número 96, Real decreto 508/2007, de 20 de abril, por el que se regula el suministro de información sobre emisiones del Reglamento E-PRTR y de las autorizaciones ambientales integradas.
- Chacón, J.R., 2008. Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). Escuela Colombiana de Ingeniería, Volumen 72, pp.37-70.
- Chemical Engineering Plant Cost Index, <http://www.che.com/pci/>. Consultado 10 de Abril de 2013.
- Chen, D., Christensen, T.H., 2010. Life Cycle assessment (EASEWASTE) of two municipal solid waste incineration technologies in China. Waste Management & Research, Volumen 28, pp. 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, Volumen 28, pp. 2552–2564.
- Ciroth, A., Hagelüken, M., Sonnemann, G.W., Castells, F., Fleischer, G., 2002. Geographical and technological differences in life cycle assessment inventories. International Journal of Life Cycle Assessment, Volumen 7 (5), pp. 295-300.
- Clemente, G., 2005. Análisis de Ciclo de Vida: Aspectos metodológicos y casos prácticos. Ed. Universidad Politécnica de Valencia.
- Colomer, F.J., Gallardo, A., 2007. Tratamiento y gestión de residuos sólidos. Ed. Editorial UPV.
- Comisión Nacional de Energía (CNE), <http://www.cne.es/cne/Home>. Consultado 21 de Mayo de 2013.
- Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Urbanismo. <http://www.medioambientecantabria.com>. Consultado 12 de Julio de 2012.
- Consonni, S., Giugliano M., Grosso, M., 2005. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste. Part A: mass and energy balances. Waste management, Volumen 25, pp.123-135.

## Bibliografía

- Cristóbal, J., et al., 2012. Optimization of global and local pollution control in electricity production from coal burning. Elsevier, Volumen 92, pp 369-378.
- Ecoinvent. Swiss Centre of Life Cycle Inventories. Report 13 on Waste Incineration part II.
- European Commission (2006) Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration.
- Fernández, A., 2007. Planta de incineración de residuos sólidos urbanos con tecnología de parrilla y recuperación energética. Trabajo Fin de Carrera, Ingeniero Industrial. Universidad Pontificia Comillas.
- Franke, M., Hindle, P., White, P.R., et al, 1995. Integrated solid waste management: a life cycle inventory. Ed. Blackie Academic & Professional.
- 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.
- Fullana, P., Puig, R., 1997. Análisis de Ciclo de Vida. Ed. Rubes.
- 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 Herrero, M. 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.
- García, V., et al., 2013. Environmental Sustainability Assessment of an Innovative Cr (III) Passivation Process. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, Volumen 1(5), pp. 481-487.
- Giugliano, M., Grosso, M., Rigamonti, L., 2008. Energy recovery from municipal waste: A case study for a middle-sized Italian district. Waste management, Volumen 28 (1), pp. 39-50.
- Gómez, D., 2003. Evaluación de impacto ambiental: un instrumento preventivo para la gestión ambiental. Ed. Mundi-Prensa.
- Guinée, J.B., (2001). Life Cycle Assessment. An operational Guide to the

- ISO Standard. Centre of Environmental Science, Leiden University (CML), The Netherlands.
- Hong, J., Li, X., Zhaojie, C. Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. *Waste management*, Volumen 30, pp. 2362-2369.
  - Liamsanguan, C., Gheewala, S.H., 2008. LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems. *Journal of Environmental Management* Volumen 87 (1), pp. 132-138.
  - Llauró, X., 1999. Estudio de la aplicación de sistemas basados en el conocimiento a la operación de una planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos por valorización energética. Tesis Doctoral. Universidad de Gerona.
  - López-Delgado, A., Peña, C., López, V., 2003. Quality of ferrous scrap from MSW incinerators: a case study of Spain. *Resources Conservation & Recycling*, Volumen 40, pp. 39-51.
  - López-Delgado, A., Peña, C., López, V., 2007. Management of MSW in Spain and recovery of packaging steel scrap. *Waste Management*, Volumen 27, pp. 1655-1665.
  - 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.
  - 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.
  - 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* Volumen 41(1), pp. 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.
  - Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2008. *Resources, conservation*

and Recycling, Volumen 52, pp. 1391-1398.

- Moller, J., Munk, B., Christensen, T.H., 2011. Life cycle assessment of selective non-catalytic reduction (SNCR) of nitrous oxides in a full-scale municipal solid waste incinerator. *Waste Management*, Volumen 32 (6), pp. 1184-1193.
- Morena J., et al., 2003. *Manual para la Gestión de los Residuos Urbanos*. Ed. La Ley.
- Morselli, L., et al., 2007. Assessment and comparison of the environmental performances of a regional incinerator network. *Waste Management*, Volumen 27, pp. 85-91.
- Morselli, L., et al., 2008. Environmental impacts of waste incineration in a regional system (Emilia Romagna, Italy) evaluated from a life cycle perspective. *Journal of Hazardous Material*, Volumen 159, pp. 505-511.
- Murais, J., et al., 2010. *La incineración de los residuos sólidos urbanos. Aporte energético y ambiental Guía de valorización energética de residuos*. Consejería de Economía y Hacienda, Comunidad de Madrid.
- Pickens, R.D., 1996. Add-on control techniques for nitrogen oxide emissions Turing municipal waste combustion. *Journal of Hazardous Materials* Volumen 47, pp. 195-204.
- Plan Nacional Integrado de Residuos 2008.
- Planta de Tratamiento Integral de Residuos. <http://www.urbaser.es>. Consultado el 23 de Mayo de 2012.
- 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>.
- Reglamento (CE) N° 166/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo de 18 de enero de 2006.
- 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*, Volumen 26, pp. 96-103.

- Rodrigo, M., et al., 2010. Situación de la valoración energética de residuos. Guía de valorización energética de residuos. Consejería de Economía y Hacienda, Comunidad de Madrid.
- Saft, R.J., 2007. Life Cycle Assessment of a Pyrolysis/Gasification Plant for Hazardous Paint Waste. LCA Case Studies, Volumen 14 (4), pp. 230-238.
- Scipioni, A., et al., 2009. LCA to choose among alternative design Solutions: The case study of new Italian incineration line. Waste Management, Volumen 29, pp. 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.
- Steiner, M., Wiegel, U., 2008. El libro de la basura; una guía básica para la gestión de residuos. Ed. Clagsa.
- Tayibi, H., et al., 2006. Management of MSW in Spain and recovery of packaging steel scrap. Waste Management, Volumen 27, pp. 1655-1665.
- Tchobanoglous, G., 1994. Gestión integral de residuos sólidos. Ed. McGraw-Hill.
- Tillman, D.A., Rossi, A.J., Vick, K.M., 1989. Incineration of municipal and hazardous solid wastes. Ed. Academic Press.
- UNE-EN-ISO 14040, 2006. Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida – Principios y marco de referencia.
- UNE-EN-ISO 14044, 2006. Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida – Requisitos y directrices.
- Van Caneghem, J., Brems, A., Lievens, P., Block, C., Billen, P., Vermeulen, I., Dewil, R., Baeyens, J., Vandecasteele, C., 2012. Fluidized bed waste incinerators: Design, operational and environmental issues. Progress in Energy and Combustion Science, Volumen 38, pp. 551-582.
- Vaquero, I., 2004. Manual de diseño y construcción de vertederos de residuos sólidos urbanos. Ed. U.D. Proyectos.
- Zaman, A.U., 2010. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. International Journal of Environmental Science Technology, Volumen 7, pp. 225-234.

**ANEXOS**

## 6 ANEXOS

### ANEXO 1. Categorías de impacto para los indicadores CML 2001.

- **Acidificación**

Las sustancias acidificantes causan un gran impacto en el suelo, las aguas subterráneas y superficiales, en organismos y en los materiales. Los factores de Acidificación Potencial (AP) se expresan como kg de SO<sub>2</sub> equivalente/ kg de emisión.

- **Agotamiento de ozono estratosférico**

Debido al agotamiento del ozono estratosférico, una gran parte de las radiaciones UV alcanzan la superficie de la tierra. Esto puede provocar efectos perjudiciales en la salud humana, la de los animales, en los ecosistemas acuáticos y terrestres, en los ciclos bioquímicos y en los materiales. El modelo de caracterización define esta categoría en Agotamiento Potencial del Ozono (ODP) para distintos gases como kg CFC-11 equivalente/ kg de emisión.

- **Cambio climático**

El cambio climático está relacionado con las emisiones de gases de efecto invernadero. El modelo de caracterización es desarrollado a través del factor de caracterización, que son expresados como Potencial de Cambio Climático para un horizonte de 100 años (GWP100) en kg de CO<sub>2</sub>/ kg de emisión.

- **Ecotoxicidad acuática de agua dulce**

Hace referencia al impacto en el agua de los ecosistemas como resultado de las emisiones de sustancia tóxicas al aire, agua y al suelo. La Ecotoxicidad Potencial (FAETP) describe el destino, exposición y efectos de las sustancias tóxicas y se expresa en equivalentes de 1,4.diclorobenceno/ kg de emisión.

- **Ecotoxicidad marina**

Esta categoría es igual que la anterior pero referida al agua de mar.

- **Ecotoxicidad terrestre**

Igual que los dos anteriores pero referida al suelo.

- **Eutrofización**

El Potencial de nutricación (EP) designa el aumento de nutrientes en los sistemas acuáticos y se expresa como kg de fosfato equivalente/ kg de emisión.

- **Formación de ozono fotoquímico**

La formación de ozono fotoquímico es la formación de sustancias reactivas las cuales son perjudiciales para la salud humana, para los ecosistemas y que pueden dañar a los cultivos. La Creación Potencial de Ozono Fotoquímico (POCP) se expresa en kg de etileno equivalente/ kg de emisión.

- **Toxicidad humana**

Esta categoría se refiere a los efectos de las sustancias tóxicas en el entorno de los seres humanos, sin incluir los riesgos de exposición en el trabajo. Los factores de caracterización de esta categoría, describen el destino, exposición y efectos de las sustancias tóxicas para un horizonte de tiempo infinito. Para cada sustancia tóxica los factores de Toxicidad Potencial Humana (HTP) son expresados como equivalentes de 1,4-diclorobenceno/ kg de emisión.

## **ANEXO 2. Categorías de impacto para los indicadores The Sustainability Metrics propuestos por IChemE.**

### **Impactos al aire**

- **Acidificación atmosférica (AA):** La acidificación se produce por la exposición a largo plazo de las sustancias ácidas como SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub>. Se expresa como Kg SO<sub>2</sub> equivalente/kg de emisión.
- **Calentamiento global (GW):** Este fenómeno se produce debido al aumento de emisiones de gases de efecto invernadero (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, PFCs, HFCs, SF<sub>6</sub>), lo que provoca un aumento de la temperatura global de la tierra. Se expresa como Kg de CO<sub>2</sub> equivalente/Kg de emisión.

- **Efectos salud humana (HHE):** Esta categoría concierne a los efectos que producen las sustancias tóxicas en los seres humanos, sin incluir los riesgos de exposición en el trabajo. Se expresa como Kg de Benceno/Kg de emisión.
- **Agotamiento de ozono estratosférico (SOD):** Este fenómeno se produce por las emisiones de clorofluorocarbonos (CFC) empleados habitualmente en refrigeración, aire acondicionado, disolventes de limpieza y aerosoles, el cloro que contienen estos CFC ataca al ozono, lo que provoca la destrucción de la capa de ozono que expone a la vida terrestre a un exceso de radiación ultravioleta, produciendo efectos nocivos sobre el hombre y el medio ambiente. Se expresa como Kg CFC-11 equivalente/Kg de emisión.
- **Formación de ozono fotoquímico (POF):** Tiene su origen en la presencia de sustancias oxidantes que provienen de reacciones de NO<sub>x</sub>, hidrocarburos y Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) con la radiación solar ultravioleta. Se caracteriza por la presencia de bruma, irritación de los ojos y daños en la vegetación. Se expresa como Kg de etileno equivalente/Kg de emisión.

### **Impactos al agua**

- **Acidificación acuática (Aq. Ac.):** Este efecto se produce por las emisiones de SO<sub>2</sub> y los NO<sub>x</sub> que proceden de las emisiones industriales que al reaccionar con el aire se transforman en sulfatos y nitratos y más tarde al combinarse con vapor de agua forman ácido sulfúrico y nítrico diluidos que retornan al suelo en forma de rocío, niebla o lluvia a un pH aproximado de 5. Se expresa como Kg de H<sup>+</sup> equivalente/Kg de emisión.
- **Demanda acuática de oxígeno (AOD):** Representa el máximo potencial de las emisiones al agua para eliminar el oxígeno disuelto necesario para la vida de las especies acuáticas. Se expresa como Kg de oxígeno equivalente/Kg de emisión.

- **Ecotoxicidad (MEco, NMEco):** Se trata de la toxicidad producida en el agua de mar debida a la presencia de sustancias metálicas (ecotoxicidad metales, MEco) o sustancias químicas e inorgánicas (ecotoxicidad otros, NMEco). En el caso de Ecotoxicidad debida a metales se expresa como Kg de Cu/Kg de emisión y en el caso de Ecotoxicidad por otras sustancias se expresa como Kg de formaldehído/Kg de emisión).
- **Eutrofización (EP):** Es un proceso derivado del aumento de nutrientes  $\text{NO}_3$  y  $\text{PO}_4$  en los sistemas acuáticos, lo que ocasiona el crecimiento acelerado de algas y la consecuente muerte de peces y demás flora y fauna acuática. Se expresa como Kg de fosfato equivalente/Kg de emisión.

### Impactos al suelo

- **Residuos no peligrosos:** Cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o del que tenga la intención u obligación de desprenderse y al hacerlo no cause riesgos sobre la salud humana ni el medio ambiente.
- **Residuos peligrosos:** Todos aquellos residuos, en cualquier estado físico, que por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas presentan riesgos potenciales a la salud humana y al ambiente

### ANEXO 3. Resumen de los principales contaminantes de cada categoría.

AP			
Flujo	1 kg $\text{SO}_2\text{eq.}=\ast$	Unidades	1 Flujo $=\ast\text{kg SO}_2\text{eq.}$
Amonio	0,26595745	kg	3,76
Sulfuro de Hidrógeno	0,53191489	kg	1,88
Amoniaco	0,53191489	kg	1,88
Fluoruro de hidrógeno	0,625	kg	1,6
Monóxido de nitrógeno	0,93457944	kg	1,07
Dióxido de azufre	1	Kg	1
Ácido fosfórico	1,02040816	Kg	0,98
Ácido sulfúrico	1,53846154	Kg	0,65
Trióxido de azufre	1,25	Kg	0,8

EP			
Flujo	1 kg Fosfato eq.=*	Unidades	1 Flujo =*kg Fosfato eq.
Fósforo	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	0,1
Nitrato	10	Kg	0,1

FAET			
Flujo	1 kg DCB eq.=*	Unidades	1 Flujo =*kg DCB eq.
PCDD	5,79E-09	Kg	172761007
Zinc (+II)	0,05623144	Kg	17,7836469
Talio	0,00064378	Kg	1553,33731
Vanadio (+III)	0,00057675	Kg	1733,84078
Níquel (+II)	0,00158864	Kg	629,470675
Mercurio (+II)	0,00315669	Kg	316,787476
Cadmio (+II)	0,00345506	Kg	289,430337
Arsénico (+V)	0,02020022	Kg	49,5044182

TETP			
Flujo	1 kg R11 eq.=*	Unidades	1 Flujo =*kg R11 eq.
Mercurio	3,53E-05	kg	28312,6357
PCDD	8,34E-05	kg	11991,5889
Cromo	0,00032991	kg	3031,1198
Arsénico (+V)	0,00062146	kg	1609,10112
Talio	0,00294263	kg	339,832384
Vanadio (+ III)	0,00150323	kg	665,234571
Níquel (+II)	0,00861746	kg	116,043478
Selenio	0,01870104	kg	53,4729737
Cobalto	0,00919881	kg	108,709749

HTP			
Flujo	1 kg DCB eq.*	Unidades	1 Flujo =*kg DCB eq.
PCDD	5,17E-10	kg	1933982792
Cromo	2,92E-07	kg	3425330,24
Talio	2,31E-06	kg	432190,23
HAP	2,88E-06	kg	347699,697
Cobalto	1,75E-06	kg	572399,624
Arsénico (+V)	6,89E-06	kg	145040,54
Selenio	2,10E-05	kg	47687,1547
Cadmio (+ II)	0,00016025	Kg	6240,34958
Vanadio (+ III)	5,72E-05	kg	17470,2247

GWP			
Flujo	1 kg CO <sub>2</sub> eq.*	Unidades	1 Flujo =*kg CO <sub>2</sub> eq.
Hexafluoruro de azufre	4,50E-05	kg	22200
Perfluorohexano	0,00011111	kg	9000
Halones	7,69E-04	kg	1300
Óxido de nitrógeno	0,00337838	kg	296
Metano	0,04347826	kg	23
Hidrocarburos	6,21E-02	kg	16,1
VOC	0,0621118	kg	16,1
Dióxido de carbono	1	kg	1

ODP			
Flujo	1 kg R11 eq.*	Unidades	1 Flujo =*kg R11 eq.
Halones	8,3 E-02	kg	12
Triclorofluorometano	1	kg	1
Triclorofluoroetano	1,11	kg	0,9

POCP			
Flujo	1 kg etano eq.	Unidades	1 Flujo = *kg eteno eq.
NMVOC	2,74	kg	0,36
VOC	8,81	kg	0,11
Ácido acético	10,3	kg	9,7 E-02
Dióxido de nitrógeno	35,71	kg	2,8 E-02
Monóxido de carbono	37,03	kg	2,7 E-02
Monóxido de nitrógeno	-2,34192037	kg	-0,427

MAETP			
Flujo	1 kg etano eq.	Unidades	1 Flujo = *kg eteno eq.
Antimonio	3,03E-05	kg	33052,5079
Arsénico	4,32E-06	kg	231410,738
Benceno	357,042605	kg	0,00280079
Cadmio	9,05E-07	kg	1105226,2
Cromo	0,00019076	kg	5242,32412
Cobalto	1,84E-07	kg	5435082,75
Cobre	1,12E-06	kg	893429,806
Hexaclorobenceno	0,00041563	kg	2405,97883
Fluoruro de hidrógeno	2,45E-08	kg	40746153,3
HAP	0,00013743	kg	7276,5
Mercurio	8,34E-07	kg	1199665,68
Níquel	2,66E-07	kg	3757791,49
PCDD	3,37E-09	kg	296410658
Plomo	0,00014187	kg	7048,83415
Talio	3,90E-08	kg	25632232,3
Vanadio	8,19E-08	kg	12207311,7
Zinc	1,49E-05	kg	67254,72