

SRFS PRODUCED FROM REJECT FRACTION FROM DIFFERENT PROCESSES IN A MSW MANAGEMENT. A COMPARATIVE STUDY

Gallardo Izquierdo, Antonio; Edo, Natalia; Colomer, Francisco José; Gómez, Ana

Universitat Jaume I

At present, due to European and Spanish legislation, it is mandatory to treat the municipal solid waste (MSW) in order to minimize its final disposition. Nevertheless, from the total MSW which is processed in mechanical and biological treatment plants, a large part of ends as reject fraction. Approximately, in relation to input material, the percentage of reject fraction is 73% in recovery and composting plants, 42% in packaging waste sorting plants and 31% in composting plants of selectively collected organic fraction. This reject fraction represents 48% of the waste that comes to the landfill and it is composed fundamentally by combustible materials, so it can be considered as solid refuse fuels (SRF) for its energetic utilization and also, be closer to achieve the “zero waste landfilling” objective.

This work analyzes and compares the physico-chemical characteristics of the SRF produced from the reject fractions of different waste management facilities, as well as its classification according to the norm CEN 15359. The objective is to establish different qualities of SRF and, from these, to determine which may be the most appropriate energetic utilization.

Keywords: *SRF; Municipal Solid Waste; Energy; Treatment plans*

ESTUDIO COMPARATIVO DE VARIOS CSR PROCEDENTES DE LOS RECHAZOS DE DIFERENTES PROCESOS DE TRATAMIENTO DE RSU

En la actualidad, tanto la legislación europea como española obligan a tratar los residuos con el fin de minimizar su disposición final. No obstante, del total de RSU que se procesan en las instalaciones de tratamiento mecánico y biológico, una gran parte acaba como rechazo. Aproximadamente, en relación al material entrante, el porcentaje de rechazo es del 73% en plantas de recuperación y compostaje, del 42% en plantas de selección de residuos de envases y del 31% en plantas de compostaje de la fracción orgánica recogida selectivamente. Este rechazo representa el 48% del residuo que llega a vertedero y está compuesto fundamentalmente por materiales combustibles, por lo que pueden ser considerados como combustibles sólidos recuperados (CSR) para su aprovechamiento energético, consiguiendo estar más cerca del objetivo “vertido cero”.

En este trabajo se han analizado y comparado las características físico-químicas de los CSR producidos a partir de los rechazos de distintas instalaciones, así como su clasificación según la norma CEN 15359. El objetivo es establecer diferentes calidades de CSR y, a partir de estas, determinar cuál será su mejor aprovechamiento energético.

Palabras clave: *CSR; Residuos Sólidos Urbanos; Energía; Plantas de tratamiento*

Correspondencia: gallardo@uji.es

1. Introducción

En la actualidad, la problemática que supone la gran cantidad de residuos sólidos urbanos (RSU) que se generan en los países desarrollados, ha fomentado un incremento en el número de trabajos de investigación enfocados a la reducción, reutilización, reciclaje y aprovechamiento de los mismos.

En los últimos años los objetivos para la correcta gestión de los RSU se centran en la reducción del volumen de basuras y el aprovechamiento al máximo de los recursos contenidos, consiguiendo de esa manera, minimizar la cantidad enviada a vertedero para su disposición final. Por ello, distintas normativas tanto europeas como españolas, están potenciando que se lleve a cabo un mejor aprovechamiento de los RSU mediante los sistemas de recogida selectiva de diferentes materiales para su reciclaje (vidrio, papel, cartón, aceites, envases, etc.) y el tratamiento previo al vertido de los residuos recogidos en masa o mezclados.

En España existen, principalmente, tratamientos mecánicos que tienen como finalidad recuperar los materiales para su posterior reciclado, y tratamientos biológicos basados en la transformación de la fracción orgánica biodegradable para obtener compost o biogás (Colomer & Gallardo, 2007). Sin embargo, del total de RSU que se procesan en las diferentes instalaciones de tratamiento mecánico y/o biológico, una gran parte acaba como rechazo cuyo destino principal es el vertedero. Estos rechazos representan el 50,65% del residuo que llega a vertedero (MAGRAMA, 2013) y están compuestos principalmente por material combustible (Gallardo et al., 2012), por lo que podrían ser transformados en combustibles sólidos recuperados (CSR) para su valorización energética, consiguiendo un mayor aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos y estar más cerca del objetivo "vertido cero".

A pesar de la cantidad tan importante de rechazos, los trabajos de investigación y las referencias relacionadas con su aprovechamiento no son muchas (Nithikul et al., 2011). Algunos trabajos se han centrado en estudiar su idoneidad como combustibles en procesos de incineración con recuperación energética (Montejo et al., 2011; Cheng & Hub, 2010) y otros simplemente estiman, a través de modelos, su potencial energético (Aranda et al., 2012). En este mismo contexto, existen también estudios que únicamente evalúan la composición química de los rechazos como combustible, con la finalidad de minimizar la cantidad de metales pesados, asegurando así el cumplimiento de las normativas de incineración (Rotter et al., 2004).

Los componentes principales de estos rechazos son materiales combustibles (plástico, papel y textil), por lo que una posible opción para su aprovechamiento sería su conversión en CRS. Actualmente en España existen algunas instalaciones que se dedican a la producción de CSR a partir residuos, como la planta de tratamiento mecánico biológico de Monte Arráiz en Bilbao que se inauguró en 2013 (Madariaga & Huizi, 2013) y el Ecoparque de Toledo (Consortio de Servicios Públicos Medioambientales de la Dip. de Toledo et al., 2012). En relación a la producción de CSR a partir de rechazo, el Parque Tecnológico de Valdemingómez en Madrid aprovecha energéticamente los rechazos generados en sus plantas de tratamiento de residuos convirtiéndolos en CSR (Ayuntamiento de Madrid, 2011). A nivel europeo, las cantidades de CSR producidas a partir de RSU se encuentran en torno a los 4,5 millones de toneladas al año (Grau & Farré, 2011), aumentando año tras año debido al mayor interés que presentan las industrias del sector energético en la utilización de un combustible alternativo más económico, como pueden ser estos CSR.

Por otro lado, el protocolo de Kyoto establece que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) deben reducirse en todo el planeta, en el caso de España esta reducción debe ser en el año 2020 de al menos un 20%, tomando como referencia las emisiones de 1990 (Naciones Unidas, 2013). Una opción para reducir estas emisiones es la incineración o

co-incineración con recuperación energética de los residuos o de las fracciones residuales de los mismos (rechazos). En este sentido, la Ley 1/2005 que regula el régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, especifica en su Anexo IV los cálculos para el seguimiento de las emisiones de dióxido de carbono para una instalación ($\text{Emisiones} = \text{Datos de la actividad} \times \text{factor de emisión} \times \text{factor de oxidación}$) y considera el factor de emisión de la biomasa igual a cero. Por ello, la utilización de combustibles que contengan biomasa, como el caso de los rechazos de las plantas de tratamiento de RSU, permite no contabilizar las emisiones producidas por esta fracción en las emisiones asignadas para una empresa. Esto supone una serie de ventajas medioambientales y económicas que hacen más atractiva la posibilidad de llevar a cabo la valorización energética de estos rechazos.

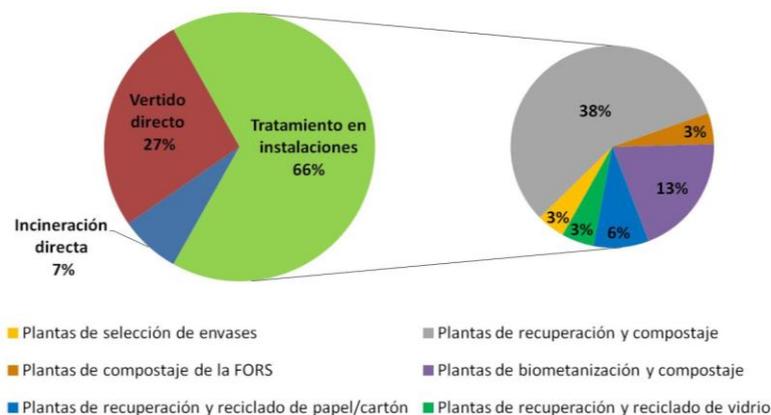
El objetivo de este trabajo de investigación ha sido, en primer lugar, realizar un estudio mediante la consulta de diferentes fuentes de información, para determinar el estado actual del tratamiento de los RSU en España y estimar la producción de rechazos. En segundo lugar, se han elegido tres plantas de tratamiento y se han analizado las propiedades y composición química de los rechazos producidos en las diferentes etapas de las plantas. En concreto, se ha trabajado con una planta de compostaje de la fracción orgánica fermentable recogida selectivamente (FORS), una planta de recuperación y compostaje de RSU recogidos mezclados y una planta de selección de envases ligeros. No se han considerado las plantas de biometanización. A través del análisis de estas características se puede establecer la mayor o menor idoneidad de los rechazos para ser valorizados energéticamente mediante la producción de un combustible alternativo o CSR, determinando así cuál es su mejor uso desde el punto de vista energético. Además, el análisis del contenido en biomasa existente en estos rechazos permite estimar cual será la reducción en emisiones de gases de efecto invernadero que se podría llegar a tener con su utilización como combustible alternativo.

2. Estado actual del tratamiento de RSU en España

Para conocer el estado actual del tratamiento de los RSU en España se han recopilado y consultados los datos proporcionados por diferentes organismos e instituciones en relación a la gestión de residuos. Ello ha supuesto la consulta de aproximadamente unas 110 fuentes de información diferentes, en todos los niveles de la administración.

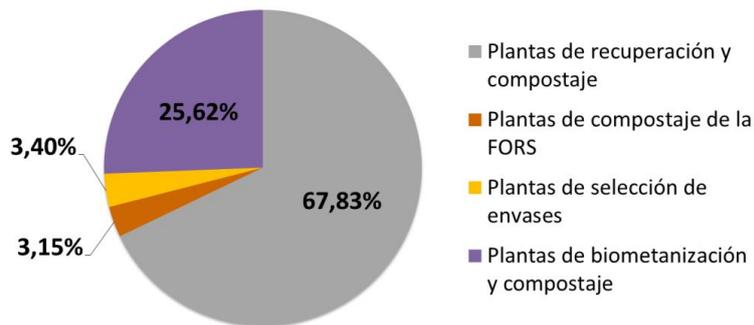
En España la cantidad de RSU generados en el año 2011 fue de 21.934.514 toneladas (MAGRAMA, 2013), de los cuales 18 millones corresponden a RSU mezclados y el resto a RSU recogidos selectivamente, suponiendo una tasa de generación total de 1,27 kg/hab·día. De todos estos residuos, un 66% fue tratado en diferentes instalaciones, un 27% se vertió directamente en vertedero y un 7% se incineró directamente (figura 1).

Figura 1: Tratamiento de RSU en España, 2011



Sin embargo, del total de RSU que se procesaron en las diferentes instalaciones, una gran parte acaba como rechazo, siendo la disposición en vertedero su principal destino. En relación al material entrante en las plantas, el porcentaje de rechazo es del 73,27% para las plantas de recuperación y compostaje (PRC), del 75,01% para las plantas de biometanización y compostaje (PBC), del 30,63% para las plantas de compostaje de la fracción orgánica recogida selectivamente (PCFORS) y del 42,33% para las plantas de selección de envases (PSE). En el año 2011 las instalaciones de tratamiento de RSU generaron 8.317.175 toneladas de rechazo, correspondiendo en su mayor parte a las PRC (figura 2).

Figura 2: Procedencia de los rechazos de las plantas de tratamiento de RSU, 2011



Del total del rechazo generado, tan solo el 7,78% se valoriza energéticamente, suponiendo el 28,31% del material entrante en las incineradoras. El resto del rechazo generado, un 92,22%, tuvo como destino el depósito en vertedero, lo que supone el 50,65% del residuo que llega a los mismos.

3. Instalaciones de gestión de RSU estudiadas

El tratamiento más extendido para los residuos mezclados es el tratamiento mecánico-biológico en plantas de recuperación y compostaje, los objetivos de este tratamiento son dos: en primer lugar separar los materiales recuperables (vidrio, metales, plásticos, papel y cartón, etc.) para su posterior reciclaje y, en segundo lugar, disminuir la capacidad de biodegradación de los RSU, convirtiendo la fracción biodegradable en un material bioestabilizado. Como resultado de este tratamiento se obtiene un flujo de materiales recuperados, un flujo de material bioestabilizado y tres corrientes de rechazo (una en el proceso de recuperación de materiales y dos en el afino de bioestabilizado).

Otro proceso de menor implantación es el tratamiento mecánico-biológico de la fracción orgánica biodegradable de los RSU recogida selectivamente (FORS). Son las plantas de compostaje de la FORS (PCFORS), puesto que su contenido en impuros es mucho menor la FORS se somete primeramente a un pequeño proceso de limpieza y recuperación de materiales, para después pasar al proceso de compostaje, obteniéndose un compost para su utilización como abono orgánico. Como resultado del proceso se generan dos corrientes de rechazo, una en el afino primario de la FORS y otra en el afino secundario del compost.

Otro sistema para conseguir el máximo aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos es la recogida separada de envases ligeros (principalmente de plástico, metal y brick) para su posterior procesado y reciclaje. El procesado de los residuos de envases se lleva a cabo en las plantas de selección de envases (PSE). Estas tienen como objetivo clasificar y separar con el mayor grado de calidad posible los diferentes materiales recuperables: PET, PEAD, PP, PVC, plástico film, briks, aluminio, férricos, etc.,

obteniéndose al final del proceso una corriente de rechazo que es una mezcla de impropios y envases no recuperados.

En la tabla 1 se pueden ver las características de estos tres tipos de instalaciones, cuyos rechazos se analizan en este trabajo de investigación. La información se ha obtenido tras la consulta de las mismas fuentes que en el punto anterior.

Tabla 1: Características y datos Instalaciones de gestión de RSU (2011)

		Instalaciones de tratamiento de RSU en España		
		PRC	PCFORS	PSE
Nº de instalaciones		62	45	94
Cantidad de RSU tratados (t)		8.279.542	722.831	654.544
Etapas del tratamiento	Mecánica	SI	SI	SI
	Biológica	SI	SI	NO
Nº de corrientes de rechazo	Etapa mecánica	1	1	1
	Etapa Biológica	2	1	-
% de rechazo respecto entradas		73,27	30,63	42,33

4. Materiales y métodos

4.1 Metodología

Para analizar la composición química de los rechazos producidos en las diferentes etapas de las instalaciones de tratamiento, se ha llevado a cabo una caracterización de los mismos, en el laboratorio del grupo de investigación INGRES-Ingeniería de Residuos de la Universidad Jaume I. La metodología seguida ha sido la siguiente:

1. Muestreo. Se han tomado muestras representativas de 7 tipos de rechazos generados en las distintas etapas o procesos de tratamiento de RSU, correspondientes a: la recuperación de materiales en las PRC (RRM), el afino mediante trómel del bioestabilizado en las PRC (RBT), el afino mediante mesa densimétrica del bioestabilizado en las PRC (RBMD), el material bioestabilizado de las PRC (BIO), el afino primario en las PCFORS (RCA1), el afino secundario en las PCFORS (RCA2) y la selección de envases en las PSE (RSE). Todo ello en tres plantas ubicadas en la Comunidad Valenciana y Cataluña.
2. Tratamiento de las muestras. Se tomaron diez kilogramos de cada muestra. Se trasladado al laboratorio donde se realizó un cuarteo hasta reducir las a quinientos gramos. Se secaron y trituraron a un tamaño de partícula menor o igual a 1 mm. En el proceso se determinó el porcentaje de humedad.
3. Determinación de sus propiedades y composición química. Se han determinado: el poder calorífico superior (PCS); el contenido en cloro, mercurio y carbono; el porcentaje de cenizas, y el porcentaje de biomasa. A partir del PCS y el porcentaje en H se ha obtenido el valor calorífico neto (NCV) (o poder calorífico inferior (PCI)). Los análisis se han realizado por triplicado, excepto el Hg en el que se han hecho 5 réplicas y las cenizas y biomasa en las que no se han realizado repeticiones.
4. Clasificación de los rechazos con respecto a la norma UNE-EN 15359:2012 Combustibles sólidos recuperados – Especificaciones y clase. Esta norma establece tres parámetros que a su vez están subdivididos en 5 clases con sus respectivos

valores límite (tabla 2), mediante ellos se le asigna un número de clase al combustible.

Tabla 2: Parámetros sistema de clasificación del CSR, UNE-EN 15359:2012

Características de clasificación	Medida estadística	Unidad	CLASES				
			1	2	3	4	5
Poder calorífico neto (NCV)	Media	MJ/kg	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Cloro (Cl)	Media	%	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3
Mercurio (Hg)	Mediana	mg/MJ	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	Percentil 80	mg/MJ	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,30	≤ 1,00

4.2 Instrumentación

Las propiedades químicas de los rechazos se han obtenido utilizando numerosos instrumentos y equipos de análisis. Para determinar la humedad se ha utilizado una estufa de desecación marca Carbolite y la diferencia de peso se ha estimado mediante una balanza de precisión marca Ohaus. La trituración de las muestras se ha llevado a cabo con un molino de corte marca Retsch modelo SM-2000 con una malla de 1 mm.

El poder calorífico superior (PCS) se ha determinado mediante un calorímetro isoperibólico PARR modelo 1261 y una bomba calorimétrica. Para la determinación del cloro se ha utilizado un cromatógrafo de marca Dionex modelo DX-120 para muestras líquidas, con una columna para aniones IonPac AS9-HC que utiliza Na_2CO_3 9mM como eluyente y necesita un volumen de muestra de 25 μL . La disolución utilizada para captar el cloro es KOH de calidad para análisis en una concentración de 0,2M.

El contenido en mercurio se ha determinado mediante un espectrómetro de absorción atómica LECO modelo AMA-254, diseñado exclusivamente para la determinación de mercurio tanto en muestras sólidas como en líquidas. El contenido en carbono se ha analizado mediante espectrometría infrarroja en un analizador de carbono y azufre de la marca LECO modelo SC-144DR. Para determinar el porcentaje en cenizas se ha utilizado un horno mufla marca Nabertherm que tiene una temperatura de trabajo máxima de 1100°C.

Finalmente, para la determinación de la biomasa se han utilizado dos disoluciones ácidas, una de ácido sulfúrico al 78% (g/g) y otra de peróxido de hidrógeno 35% (g/g) ambas de calidad para análisis.

4.3 Normativas utilizadas

Las normas utilizadas para llevar a cabo lo análisis son las siguientes:

- UNE-EN 15414-3:2011. Combustibles sólidos recuperados. Determinación del contenido en humedad por el método de secado en estufa. Parte 3: Humedad de la muestra para análisis general.
- UNE-EN 15400:2011. Combustibles sólidos recuperados. Determinación del poder calorífico.
- UNE-EN 15408:2011. Combustibles sólidos recuperados. Métodos para la determinación del contenido en azufre (S), cloro (Cl), flúor (F) y bromo (Br).
- UNE-EN 15411:2012. Combustibles sólidos recuperados. Método para la determinación del contenido en oligoelementos (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Ti, V y Zn). De las diferentes técnicas propuestas en esta norma

para el análisis de mercurio, se utilizó el análisis directo según el método EPA 7473, método basado en la descomposición térmica de la muestra, amalgamación y posterior espectrometría de absorción atómica.

- UNE-EN 15403:2011. Combustibles sólidos recuperados. Determinación del contenido de ceniza.
- UNE-EN 15440:2012. Combustibles sólidos recuperados. Métodos para la determinación del contenido en biomasa. De los diferentes métodos propuestos en esta norma para determinar el contenido en biomasa, se utilizó el método de disolución selectiva (SDM). Método basado en la propiedad de la biomasa que puede disolverse en una mezcla de ácido sulfúrico/peróxido de hidrógeno, oxidándose más rápido que la no biomasa. Los resultados se expresaron en porcentaje de biomasa en peso.

5. Resultados y discusión

5.1 Caracterización de los rechazos

Los valores medios obtenidos a partir de la metodología descrita en el apartado anterior, así como sus desviaciones estándar (σ) se exponen en la tabla 3.

Tabla 3: Valores medios de la caracterización química de los rechazos

Parámetro	Medida estadística	Rechazos instalaciones						
		PRC			PCFORS		PSE	
		RRM	RBT	RBMD	BIO	RCA1	RCA2	RSE
Humedad (%)	Media	31,77	40,54	28,52	27,04	20,21	12,98	14,03
	σ	0,93	0,78	0,31	0,53	0,26	0,89	1,19
NCV smh (MJ/kg)	Media	12,85	7,98	7,36	7,58	13,31	6,65	18,72
	σ	0,15	0,45	0,24	0,44	0,04	0,60	0,35
Cl sms (%)	Media	0,74	0,70	0,64	1,08	1,71	0,67	0,91
	σ	0,12	0,02	0,09	0,06	0,08	0,02	0,31
Hg smh (mg/MJ)	Mediana	0,0030	0,0264	0,0657	0,0569	0,0038	0,0059	0,0056
	Percentil 80	0,0033	0,0289	0,0921	0,0604	0,0043	0,0078	0,0074
Cenizas smh (%)	Media	15,26	15,50	30,13	28,71	15,45	54,44	8,45
Biomasa smh (%)	Media	26,33	24,35	30,43	27,30	27,06	16,83	22,43
Carbono smh (%)	Media	30,70	24,64	27,13	25,75	35,99	25,02	52,61
	σ	0,29	0,71	0,35	1,03	0,11	0,80	0,24

sms: sobre materia seca; smh: sobre materia húmeda

El contenido en humedad de los rechazos está muy relacionado con el contenido en biomasa de los mismos. Así pues, los rechazos que tienen un menor contenido en biomasa también tendrán una menor humedad, como ocurre con los RSE y RCA2 cuya humedad es del 14,03% y 12,98% respectivamente. Por otra parte, los rechazos de las PRC son los que tienen un mayor contenido en humedad con valores que van desde el 27,04% del BIO al 40,54% del RBT, siendo su contenido en biomasa mayor que en los dos anteriores.

En relación al NCV obtenido para los diferentes rechazos, es el procedente de las plantas de selección de envases el que presenta un valor más alto, con 18,72 MJ/kg (4.472,15 kcal/kg sobre material húmedo). Este hecho se debe a que el rechazo de estas instalaciones se compone principalmente de materiales altamente combustibles como los plásticos y además contienen menor humedad. Los otros dos rechazos donde también se encuentran mayores cantidades de materiales combustibles son los RCA1 y los RRM, estos rechazos tienen un NCV de 13,31 MJ/kg (3.180,19 kcal/kg) y 12,85 kJ/kg (3.068,72 kcal/kg). El poder energético de estos tres rechazos es similar o ligeramente superior al de la biomasa que actualmente se utiliza como combustible (Gallardo et al., 2012). En el otro extremo se encuentran los rechazos de afino secundario de las plantas de compostaje de la FORS, con un NCV de 6,65 MJ/kg (1.589,41 kcal/kg).

El contenido en cloro en 5 de los 7 rechazos analizados se encuentra por debajo del 1%, siendo este valor el límite de contenido en cloro impuesto por las cementeras para su utilización como combustible (Bovea et al., 2006). El valor más bajo se encuentra en los RBMD de las plantas de recuperación y compostaje, con un 0,64%, y los más altos en el material bioestabilizado y en el RCA1 de las plantas de compostaje de la FORS, con un 1,08% y un 1,71% respectivamente.

En cuanto al mercurio, los valores obtenidos en todos los rechazos analizados son bajos y en ningún caso superan las 0,1 mg/MJ. Destacan los rechazos de recuperación de materiales de las PRC por ser los que menor cantidad de mercurio tienen (0,0030 mg/MJ). Sin embargo, es en los rechazos procedentes de la etapa biológica de estas mismas instalaciones donde se encuentran las cantidades más altas: RBMD (0,0657 mg/MJ) y BIO (0,569 mg/MJ). Una posible causa podría ser que estos rechazos provienen de los residuos recogidos mezclados. Estos pueden contener pilas botón o restos de bombillas de bajo consumo que no se han recogido separadamente y que contienen mercurio.

El contenido en cenizas es un parámetro importante a tener en cuenta en algunos procesos de combustión. El porcentaje medio de cenizas para la mayoría de los rechazos es bastante alto, salvo para los rechazos de PSE (8,45%), se debe a la aparición de partículas de vidrio, cerámicas y tierras. Este alto porcentaje puede ser excesivo para su utilización en algunos procesos de generación de calor.

5.2 Clasificación de los rechazos

Una vez conocidos los valores según la norma UNE-EN 15359:2012 (tabla 2), los códigos de clase que se obtendrían para los distintos CSR producidos a partir de los diferentes rechazos se pueden observar en la tabla 4.

Tabla 4: Clasificación de los CSR procedentes de rechazos

Parámetro	Medida estadística	Clase CSR						
		PRC				PCFORS		PSE
		RRM	RBT	RBMD	BIO	RCA1	RCA2	RSE
NCV smh (MJ/kg)	Media	4	5	5	5	4	5	3
Cl sms (%)	Media	3	3	2	4	5	3	3
Hg smh (mg/MJ)	Mediana	1	2	3	3	1	1	1
	Percentil 80	1	1	3	2	1	1	1
Codigo clase		NVC: 4	NVC: 5	NVC: 5	NVC: 5	NVC: 4	NVC: 5	NVC: 3
		Cl: 3	Cl: 3	Cl: 2	Cl: 4	Cl: 5	Cl: 3	Cl: 3
		Hg: 1	Hg: 2	Hg: 3	Hg: 3	Hg: 1	Hg: 1	Hg: 1

Desde el punto de vista del NCV, el rechazo que produciría un CSR de mayor calidad sería el procedente de la PSE (RPS) pudiéndose clasificar de clase 3. Como clase 4 se encuentran los otros dos rechazos procedentes de las etapas mecánicas de recuperación de materiales en la PRC (RRM) y en la planta de compostaje de la FORS (RSA1). Por último, los rechazos procedentes de las etapas biológicas (RBT, RBMD y RCA2) y el bioestabilizado (BIO) son los que tienen el número de clase más desfavorable, el 5, y por tanto los CSR producidos a partir de estos rechazos serían los de peor calidad desde el punto de vista energético.

En relación al cloro, los CSR producidos a partir del rechazo de afino primario de las PCFORS y los producidos a partir de material bioestabilizado generado en las PRC han obtenido clase 5 y clase 4 respectivamente. Estos números de clase indican que el contenido en cloro supera el 1% lo que limita en gran medida la utilización de estos rechazos como combustible. La mejor clasificación en cuanto a este parámetro la tiene el RBMD, con clase 2.

El contenido en mercurio es el parámetro relacionado con la protección del medioambiente, la mayoría de los rechazos se pueden clasificar como clase 1, obteniendo el número de clase más favorable. Solo los CSR producidos a partir de los rechazos de los procesos biológicos llevados a cabo en las PRC han obtenido un número de clase más alto: RBT (clase 2) y RBMD y BIO (clase 3).

Estos códigos de clase se han obtenido a partir de los valores de NCV y contenido en Hg sobre materia húmeda. A continuación se exponen las clasificaciones obtenidas considerando que existe una fase de secado de los mismos anterior a su incineración, tabla 5.

Tabla 5: Clasificación de los CSR procedentes de rechazos sobre materia seca

Parámetro	Medida estadística	Clase CSR						
		PRC				PCFORS		PSE
		RRM	RBT	RBMD	BIO	RCA1	RCA2	RSE
NCV sms (MJ/kg)	Media	2	3	4	4	3	5	2
Cl sms (%)	Media	3	3	2	4	5	3	3
Hg sms (mg/MJ)	Mediana	1	3	4	3	1	1	1
	Percentil 80	1	2	3	3	1	1	1
Codigo clase		NVC: 2	NVC: 3	NVC: 4	NVC: 4	NVC: 3	NVC: 5	NVC: 2
		Cl: 3	Cl: 3	Cl: 2	Cl: 4	Cl: 5	Cl: 3	Cl: 3
		Hg: 1	Hg: 3	Hg: 4	Hg: 3	Hg: 1	Hg: 1	Hg: 1

Como se puede observar, el número de clase obtenido en relación al NCV mejora considerablemente en casi todos los casos, sobre todo en el rechazo de la PSE y en los rechazos de recuperación de materiales y del afino mediante trómel del bioestabilizado en la PRC. No obstante, para los rechazos procedentes de la etapa biológica de las PRC (RBT y RBMD), el secado supone un empeoramiento en el número de clase relacionado con el contenido en Hg. Por lo que, en función de las características del rechazo a partir del cual se quiera producir un CSR, será interesante o no llevar a cabo un proceso de secado del material antes de su aprovechamiento energético.

5.3 Cómputo de emisiones de CO₂

La estimación de la generación de emisiones de CO₂ en la combustión de los diferentes rechazos estudiados, se ha calculado a partir de los datos obtenidos en la caracterización química, en concreto de su contenido en carbono.

Los cálculos teóricos del volumen de CO₂ generado se han realizado con el supuesto de que la combustión se produce en condiciones estequiométricas, a pesar de que la incineración en condiciones estequiométricas de aire para estos rechazos sea muy difícil debido la heterogeneidad de los mismos. En la tabla 6 se comparan las emisiones de CO₂, expresadas en Nm³/MJ, generadas en la combustión estequiométrica de dos tipos de carbón (antracita y lignito) y los diferentes CSR producidos a partir de los rechazos estudiados, siendo el NCV para la antracita de 30,26 MJ/kg (MAGRAMA, 2011) y para el lignito de 15,99 MJ/kg (Bovea et al., 2006).

Tabla 6: Volumen de CO₂ por unidad calórica generadas en la combustión (smh)

	Combustibles fósiles		Rechazos instalaciones						
	Antracita ^a	Lignito	PRC				PCFORS		PSE
			RRM	RBT	RBMD	BIO	RCA1	RCA2	RSE
CO ₂ (Nm ³ /MJ)	0,0494	0,0469	0,0446	0,0576	0,0688	0,0634	0,0505	0,0702	0,0525

Para cumplir los límites de emisión impuestos por el Plan Nacional de Asignación de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, 2008 -2012 (último plan existente), las industrias que utilicen estos combustibles deben calcular sus emisiones de acuerdo a la Ley 1/2005. Como se ha dicho anteriormente, en este cálculo las emisiones generadas en la

combustión de biomasa son igual a cero. Así pues, a las emisiones de CO₂ generadas por la combustión de estos rechazos hay que descontarles las emisiones producidas por la biomasa que contienen y que se ha determinado en el laboratorio (tabla 3), quedando los volúmenes estimados como se pueden ver en la tabla 7.

Tabla 7: Volumen CO₂ generado considerando el descuento por biomasa (smh)

	Combustibles fósiles		Rechazos instalaciones						
	Antracita _a	Lignito	PRC				PCFORS		PSE
			RRM	RBT	RBMD	BIO	RCA1	RCA2	RSE
CO ₂ (Nm ³ /MJ)	0,0494	0,0469	0,0329	0,0436	0,0478	0,0461	0,0368	0,0584	0,0407

La combustión de los rechazos procedentes de los procesos de recuperación de materiales en las diferentes instalaciones son los que generan un menor volumen de CO₂ por unidad calórica, con valores de 0,033 a 0,041 Nm³/MJ una vez se les aplica el descuento por la biomasa que contienen. Estos valores se encuentran por debajo de los generados en la combustión tanto de la antracita como del lignito.

Los rechazos procedentes de los procesos biológicos, a pesar de su contenido en biomasa, no generan un ahorro en emisiones de CO₂ tan importante como los rechazos de recuperación de materiales cuando se comparan con los combustibles fósiles. Comparando con la antracita, la combustión del RBT genera un 12% menos de CO₂ por unidad calórica. Sin embargo, el rechazo del afino secundario de las PCFORS supera el CO₂ generado en la combustión del carbón. Esto es debido en gran medida a que los NCV de estos rechazos son muy bajos en relación a los de la antracita y el lignito.

6. Conclusiones

Del estudio realizado sobre el estado actual del tratamiento de los RSU, se ha determinado que el 66% de los RSU van a las distintas plantas de tratamiento en funcionamiento actualmente. En función del tipo de planta, se produce una mayor o menor cantidad de rechazos, siendo las plantas de biometanización las que más producen (75,01% respecto a la materia entrante) y las de selección de envases las que menos (42,33%).

Tras el análisis de las propiedades y composición química de los rechazos procedentes de diferentes etapas o procesos que se dan en las instalaciones de tratamiento de RSU estudiadas, se ha observado que los rechazos producidos en las etapas de recuperación de materiales (RRM y RSE) son los más idóneos para llevar a cabo un aprovechamiento energético de los mismos. Desde el punto de vista de su clasificación como CSR, ambos han obtenido los códigos de clase más favorables de entre todos los rechazos analizados: NVC 3, CI 3, Hg 1 para los RSE y NVC 4, CI 3 Hg 1 para los RRM. Además, si se llevara a cabo un proceso de secado de estos rechazos antes de su valorización energética se conseguiría mejorar su número de clase relacionado con el NCV, obteniéndose así un CSR de mayor calidad desde el punto de vista energético. Por otro lado, desde el punto de vista del ahorro en emisiones de GEI y comparándolos con la antracita, las emisiones de CO₂ producidas en su combustión serían un 18% menores en el caso de los RSE y un 34% menores en el caso de los RRM.

Los rechazos generados en los procesos biológicos de tratamiento de RSU también se podría convertir CSR según la norma UNE-EN 15359:2012, pero obtendrían una peor clasificación, No obstante, se abre una vía de investigación para buscar procesos de mejora de estos parámetros.

7. Referencias

- Aranda, A., Ferreira, G., Zambrana, D., Zabalza, I. & Llera, E. (2012). Estimation of the energy content of the residual fraction refused by MBT plants: a case study in Zaragoza's MBT plant. *Journal of Cleaner Production*, 20, 38-46.
- Ayuntamiento de Madrid (2011). *Memoria de Actividades de la Dirección General del Parque Tecnológico de Valdemingómez*. Ayto. Madrid, Medio ambiente. Obtenido de: http://www.madrid.es/UnidadesDescentralizadas/Valdemingomez/07_Publicaciones/MEMORIA%202011_baja.pdf
- Bovea, M.D., Gallardo A., Ochera, L., Beltrán, M. & Albarrán F. (2006). Aprovechamiento de la fracción mezcla de la planta de reciclaje y compostaje de residuos sólidos urbanos de Onda (Castellón) (II). *Residuos*, 92, 38-44.
- Cheng, H. & Hub, Y. (2010). Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China. *Bioresource Technology*, 101, 3816-3824.
- Consortio de Servicios Públicos Medioambientales de la Dip. de Toledo, GESMAT & CESPAS (2012). Ecoparque de Toledo. *RETEMA*, 157, 17-28.
- EPA (2007) Method 7473. Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry.
- España. Ley 1/2005, de 9 de marzo, por la que se regula el régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. *Boletín Oficial del Estado*, 10 de marzo de 2005, núm. 59, pp. 8405-8420.
- España. Real Decreto 252/2006, de 3 de marzo, por el que se revisan los objetivos de reciclado y valorización establecidos en la Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases, y por el que se modifica el Reglamento para su ejecución, aprobado por el Real Decreto 782/1998, de 30 de abril. *Boletín Oficial del Estado*, 4 de marzo de 2006, núm. 54, pp. 8961-8967.
- España. Real Decreto 1370/2006, de 24 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Nacional de Asignación de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, 2008-2012. *Boletín Oficial del Estado*, 25 de noviembre de 2006, núm. 282, pp. 41320-41440.
- Colomer, F.J. & Gallardo, A. (2007). *Tratamiento y gestión de residuos sólidos*. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.
- Gallardo, A. Edo, N., Cuquerella, J. & Pascual P. (2012). Análisis del rendimiento de las plantas de clasificación de residuos de envases en España: Valorización de sus rechazos. *RETEMA*, 163, 44-54.
- Grau, A & Farré, O. (2011). *Situación y potencial de valorización energética directa de residuos*. Estudio Técnico PER 2011-2020. IDAE. Obtenido el 11 de septiembre de 2012, de Oficemen: http://www.oficemen.com/lstPublicaciones.asp?id_cat=38.
- Madariaga, I. & Huizi, M. (2013). Planta de tratamiento mecánico biológico (TMB) de Monte Arráiz, Bilbao. *RETEMA*, 165, 9-20.
- MAGRAMA (2011) *Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España e información adicional años 1990-2009 (Anexo 8)*. Comunicación a la secretaría del Convenio Marco sobre Cambio Climático y Protocolo de Kyoto.
- MAGRAMA (2013). *Anuario de estadística 2012*. Madrid, MAGRAMA. Obtenido de: http://www.magrama.gob.es/estadistica/pags/anuario/2012/AE_2012_Completo.pdf
- Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., & Márquez, M.C. (2011). Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Applied Thermal Engineering*, 31, 2135-2140.
- Naciones Unidas (2013). *Enmienda de Doha al Protocolo de Kyoto*. United Nations Framework Convention on Climate Change, 28 de febrero de 2013 (FCCC/KP/CMP/2012/13/Add.1)

- Nithikul, J., Karthikeyan, P. & Visvanathan, C. (2011). Reject management from a Mechanical Biological Treatment plant in Bangkok, Thailand. *Resources, Conservation and Recycling*; 55, 417-422.
- Rotter, V. S., Kost, T., Winkler, J. & Bilitewski, B. (2004). Material flow analysis of RDF-production processes. *Waste Management*, 24, 1005–1021.