



Impacto atmosférico de la quema al aire libre de biomasa residual. Propuesta de usos sostenibles

Autores:

Vicenta Sanfélix (ITC), Irina Celades (ITC), Alberto Escrig (ITC), Raúl Moliner (ITC), Salvador Gomar (ITC), Raquel Ramos (CEDER-CIEMAT), Elena Borjabad (CEDER-CIEMAT).

ITC: Instituto de Tecnología Cerámica

CEDER-CIEMAT: Centro de Desarrollo de Energías Renovables-CIEMAT

Resumen:

Existen una gran variedad de cultivos en España (cítricos, olivo, vid, almendros, paja de arroz,...) que generan importantes cantidades de biomasa agro-residual cuyo destino final es la quema al aire libre. Esta práctica habitual a nivel nacional conlleva, por un lado, un impacto atmosférico significativo en cuanto a la emisión de la fracción fina del material particulado (PM2.5) (reflejado en los inventarios nacionales) y por otro, el desaprovechamiento de un recurso con un valor energético potencial. Además, existen propuestas de normativa (2013/0443 (COD)) que plantean la prohibición de la quema al aire libre de restos y residuos de cosechas. En el presente trabajo se han caracterizado las emisiones del PM2.5 emitido durante la quema al aire libre de restos de poda y se ha evaluado técnicamente la valorización energética de los mismos.

En este sentido, y de cara a seleccionar las biomásas de estudio, se han considerado los resultados del inventario de biomásas realizado a nivel nacional. Este inventario, se muestra la elevada disponibilidad de biomasa agrícola procedente de cultivos de secano (principalmente trigo y cebada), con un total de $9,4 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año, distribuidas prácticamente por toda la geografía española. Por otro lado, también presenta un elevado potencial la poda del olivar, con un total de $2,3 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año, en su mayor parte concentradas en Andalucía (84% del total). Asimismo, se puede destacar el potencial energético de los frutales con $1,9 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año, concentrados estos últimos en las regiones de la cuenca mediterránea y Aragón y del viñedo con $1,1 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año (principalmente localizadas en Castilla la Mancha, Castilla León, regiones mediterráneas, La Rioja, Aragón y Cataluña).

Por ello, se ha considerado interesante evaluar la posibilidad de valorizar energéticamente algunas de las biomásas consideradas en el marco del presente proyecto, concretamente poda del almendro, del naranjo, del olivo y sarmientos de vid. La selección de las biomásas se debe a las cantidades generadas a nivel nacional y a la escasa información sobre la valorización energética de este tipo de podas. En el presente documento únicamente se muestran los resultados obtenidos con la poda de almendro, como consecuencia de que el resto de biomásas se encuentran en fase de estudio.



Las emisiones de PM_{2.5} se han caracterizado mediante la ejecución de campañas experimentales, realizando medidas de concentración de PM_{2.5} a una distancia aproximada de 20 m de la fuente de emisión, con el objetivo de determinar el perfil químico de la misma. Concretamente, se han determinado, por su interés ambiental, las concentraciones de componentes mayoritarios y trazas, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), carbono elemental (CE) y orgánico (CO) e iones solubles (Cl⁻, F⁻, NO₃⁻ y SO₄⁻). Los resultados obtenidos han permitido identificar como principales trazadores de este proceso el CO, CE, K y Cl⁻. Por otro lado, todos los perfiles químicos de PM_{2.5} muestran la presencia de elementos asociados a los tratamientos fitosanitarios (plaguicidas, herbicidas,...) y de fertilización que reciben los cultivos. En relación a los HAPs, la emisión de Benzo[a]pireno representa un 16% sobre el total de los HAPs analizados.

Finalmente, como uso sostenible de esta biomasa, se evalúa la valorización energética de astillas de almendro obtenidas a partir de los restos de poda. Para ello, se han ejecutado campañas experimentales en una planta de combustión de lecho fluidizado, ubicada en la planta de CEDER-CIEMAT (Soria), y se han fijado los parámetros de operación de modo que proporcionaran unas condiciones de combustión, operatividad del filtro de mangas y emisiones óptimas. Los resultados muestran que es viable técnica y ambientalmente el uso de astillas de almendro como biocombustible, alcanzándose una eficacia del filtro de mangas superior al 99% para prácticamente todos los elementos/compuestos analizados.

No obstante, la biomasa agrícola se enfrenta a una serie de dificultades que lastran su posible aprovechamiento a gran escala: heterogeneidad, estacionalidad y acondicionamiento, planteando la necesidad de establecer un modo de gestión específico para su valorización energética.

1. Introducción

En España, el destino final de la mayor parte de las biomásas agro-residuales es la quema al aire libre. En este tipo de quemas la emisión de PM es significativa, siendo el aporte en PM_{2.5} uno de los más relevantes. Asimismo, este tipo de práctica aporta grandes cantidades de emisiones de gases de efecto invernadero como CO, CO₂, NO_x e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) (Yevich et al., 2003).

En general, los procesos de combustión son una de las mayores fuentes de emisión de PM_{2.5} a la atmósfera, si se utiliza biomasa como combustible, y de HAPs, en el caso de utilizar tanto combustibles fósiles como biomasa. Por tanto, la quema al aire libre de biomasa agro-residual puede llegar a suponer un impacto significativo sobre la calidad de aire y sobre la salud humana.

Esta situación se refleja en los últimos inventarios de emisiones de PM en España, realizados por la Comisión Europea, que identifican la quema al aire libre de biomasa agro-residual como la actividad que presenta un mayor potencial de reducción de PM_{2.5}.



Estos inventarios establecen la necesidad de reducir las emisiones de PM_{2.5} en más de un 50% para 2030 (Klimont, IIASA).

Con este fin, la Unión Europea está elaborando nuevas normas para limitar las emisiones contaminantes. Concretamente, la Propuesta de Directiva (2013/0443 (COD)) sobre la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos, incluye el PM como nuevo contaminante y plantea prohibir la quema al aire libre para limitar las emisiones de PM.

Por otro lado, esta práctica habitual a nivel nacional conlleva, además de un impacto atmosférico significativo, el desaprovechamiento de un recurso con un valor energético potencial, existiendo en España una elevada disponibilidad de biomasa agro-residual que prácticamente no recibe un uso beneficioso.

En este sentido, los resultados del inventario de biomasa realizado a nivel nacional, según se recoge en la base de datos BIORAISE (<http://bioraise.ciemat.es/Bioraise/>), muestran un potencial de aprovechamiento enorme en el medio agrícola procedente de cultivos de secano (principalmente trigo y cebada), con un total de $9,4 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año, distribuidas prácticamente por toda la geografía española. Por otro lado, también presenta un elevado potencial la poda del olivar, con un total de $2,3 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año, en su mayor parte concentradas en Andalucía (84% del total). Asimismo, se puede destacar el potencial energético de los frutales con $1,9 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año, concentrados estos últimos en las regiones de la cuenca mediterránea y Aragón y del viñedo con $1,1 \cdot 10^6$ toneladas de materia seca/año (principalmente localizadas en Castilla la Mancha, Castilla León, regiones mediterráneas, La Rioja, Aragón y Cataluña).

No obstante, la valorización de biomasa agro-residual para aprovechamiento energético es uno de los campos que todavía se encuentra en desarrollo, pues actualmente presenta varios problemas al momento de cuantificar y obtener valores fiables. Este hecho es debido a una significativa variabilidad tanto en los cultivos como en sus rendimientos, como consecuencia del clima y del manejo por parte del agricultor. Además, otra de las características de la biomasa agro-residual es su estacionalidad tanto por el momento de su producción, como por la necesidad de retirar los residuos del campo en el menor tiempo posible para no interferir en otras tareas agrícolas y evitar la propagación de plagas o incendios (IDAE, 2010).

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la inversión inicial necesaria para la implementación de estas tecnologías es todavía alta, dificultando de momento una expansión más amplia, aspecto que a través de diferentes iniciativas de proyectos de I+D+i se pretende ir subsanando (CLEANBIOM, ECOCITRIC LIFE, LIFE VINEYARDS4HEAT, H2020 EUROPRUNNING, H2020 UPRUNNING, H2020 BIOMASUD PLUS,...). Al mismo tiempo, en el caso que se le dé un uso alternativo, la biomasa agro-residual puede llegar a ganar valor económico al pasar a ser considerada materia prima para otros procesos industriales.



Por lo tanto, es importante tener en cuenta, para cualquier proyecto de aprovechamiento de biomasa agro-residual, estos aspectos de manera que se asegure la forma de aprovisionamiento, su coste y su disponibilidad a largo plazo.

A nivel normativo, las emisiones producidas por las instalaciones de combustión medianas (utilizadas para la producción de energía eléctrica, la calefacción y refrigeración domésticas o residenciales o la producción de calor o vapor para fines industriales), con una potencia térmica de entre 1 y 50 MW, están cubiertas actualmente por la Directiva 2015/2193. Esta Directiva introduce valores límites para sus emisiones de dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno y partículas, contribuyendo significativamente a los compromisos generales de reducción de emisiones de los Estados miembros.

En el presente trabajo se han caracterizado las emisiones de la fracción fina del PM (PM_{2.5}) emitido durante la quema al aire libre de restos de poda de almendro, y se ha evaluado la viabilidad técnica y ambiental de la valorización energética de astillas de poda.

Los resultados obtenidos permitirán disponer de información relevante para el proceso de toma de decisiones y focalización de esfuerzos para poder cumplir y alcanzar los compromisos nacionales y europeos de reducción de emisiones de PM_{2.5}, así como para proponer posibles usos sostenibles de biomásas agro-residuales.

2. Metodología

2.1 Caracterización de las biomásas seleccionadas

La caracterización de la biomasa ha consistido en la determinación de la humedad, densidad de pila, distribución granulométrica, análisis inmediato (cenizas 550°C y volátiles 900°C), análisis elemental (C, H, N, Cl y S) y determinación del poder calorífico inferior y superior. Los diferentes análisis se han realizado según procedimientos internos del CEDER siguiendo las especificaciones técnicas del conjunto de normas europeas para “Solids Biofuels” (Norma Europea EN 14780, 14774-2, 14775, 15148, 15104, 15289, 14918, 15290 y 15297). Previamente, la biomasa seleccionada, astillas de restos de poda de almendro, se ha sometido a un proceso de secado natural, homogenización y molienda.

2.2 Campañas experimentales en quemas al aire libre para la determinación del perfil químico de las emisiones de PM_{2.5}

Las quemas al aire libre se han realizado en un espacio abierto, acopiando una pequeña cantidad de biomasa (astillas de restos de poda de almendro, principalmente ramas y hojas) y encendiendo la hoguera desde la base. Posteriormente, se ha intentado alimentar la hoguera a una velocidad constante, obteniéndose una tasa de alimentación de 14 kg/min. La duración de la campaña fue de 95 minutos. En la Figura 1 puede apreciarse la quema al aire libre realizada y la ubicación de los equipos de muestreo.



Figura 1. Quema de astillas de almendra al aire libre

Con el fin de recoger la fracción PM_{2.5} emitida, se ubicó un equipo gravimétrico de alto volumen (30m³/h, MCV) a sotavento de la fuente de emisión (hoguera) y a una distancia aproximada de 20m. Consecuentemente, el objetivo de estas medidas es determinar el perfil químico de la emisión de PM_{2.5}.

Los filtros utilizados fueron de 15 cm de diámetro de fibra de cuarzo (Whatman, QMA). La concentración de PM_{2.5} se determinó por gravimetría, una vez acondicionados los filtros durante al menos 24 horas. Posteriormente, los filtros se han dividido en cuatro partes (en los casos en los que se ha recogido suficiente masa) para su análisis químico:

- Una cuarta parte del filtro se ha sometido a una digestión ácida para la determinación de componentes mayoritarios y traza, aplicando las técnicas de espectrometría de emisión atómica y de masa de plasma acoplado inductivamente (ICP-AES y ICP-MS) (Querol et al., 2001).
- Una cuarta parte del filtro se ha usado para la determinación de CO y CE, mediante la técnica de transmisión termo-óptica (Birch and Cary, 1996).
- Una cuarta parte del filtro se ha consumido para el análisis de HAPs aplicando la técnica de cromatografía de gases- espectrometría de Masas (GC-MS). Las especies orgánicas han sido extraídas mediante ultrasonidos junto con una disolución de diclorometano:hexano (2:1 v/v).
- Una cuarta parte del filtro se ha lixiviado para la extracción de los iones solubles en agua (fluoruros, cloruros, sulfatos y nitratos) y posteriormente se ha analizado por cromatografía iónica.



2.3 Campañas experimentales para evaluar la viabilidad de la valorización energética de biomásas agro-residuales

Las campañas se han realizado en una planta de combustión de 1MWt, que consta de un horno de lecho fluidizado burbujeante, un intercambiador de calor humos-aire y un filtro de mangas (véase detalle en la Figura 2).



Figura 2. Detalle de la planta piloto de combustión en lecho fluidizado burbujeante.

La planta dispone de varias tolvas para posibilitar la alimentación, de modo que, se realizaron pruebas de alimentación con la biomasa a estudiar en diversas tolvas, con el fin de conseguir la alimentación más homogénea posible y, por tanto, las mejores condiciones de combustión. Finalmente, se ha utilizado una tolva troncopiramidal invertida de suelo móvil, en la que cuatro sinfines de velocidad variable dosifican el combustible sobre un elevador de cangilones que lo introduce en el sistema de alimentación de la propia caldera, permitiendo alimentar entre 150 y 500 kg/h.



Figura 3. Alimentación de astilla durante el ensayo.



Previamente a la combustión, los restos de poda de almendro se sometieron a una molienda en un molino de cuchillas con criba de 25 mm sin retirada de material, obteniéndose aproximadamente 2000 kg de astillas de poda de almendro. Se ha elegido esta presentación de la biomasa para uso industrial porque conlleva un menor coste económico, respecto a la obtención de pellets.

Por otra parte, también se realizaron pruebas de combustión de corta duración para fijar los parámetros de operación. Diversos sensores permiten medir en cada momento las variables de operación (temperatura, presiones, caudales,...). Una vez fijados los parámetros de operación, se procedió a llevar a cabo los ensayos definitivos.

Un quemador de propano permite el calentamiento inicial de la instalación hasta conseguir la temperatura de ignición de los combustibles. Esta operación dura aproximadamente dos horas, y a partir de ese momento comienzan a aspirar gases de combustión los equipos de análisis de gases. Se considera alcanzado el estado estacionario, quemando biomasa, cuando se han estabilizado las temperaturas en el horno, y se obtiene un oxígeno a la salida también estable. Los resultados obtenidos en el ensayo corresponden a este periodo estacionario.

Las tomas de muestras para los análisis de gases en continuo están ubicadas en el tubo de salida de gases del intercambiador de calor. Los gases de combustión se han analizado mediante un analizador multicomponente que incorpora un espectrómetro de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR), y una célula de óxido de circonio para la medida de oxígeno. Cabe remarcar que la concentración expresada como COT en los resultados corresponde a la suma de los principales hidrocarburos (CH_4 , C_2H_6 , C_2H_4 , C_3H_8 , C_6H_{14} y CH_2O).

La planta permite determinar la concentración de partículas antes y después del filtro de mangas, siendo este el sistema de depuración seleccionado para el estudio por el elevado rendimiento que presenta este sistema en otros procesos productivos, donde la emisión de partículas es significativa, es el sistema considerado como Mejor Tecnología Disponible (MTD) (IPTS, 2007, 2013 y 2016). El protocolo aplicado para la realización de los muestreos cumple las especificaciones técnicas de la norma europea UNE-EN 13284.



3. Resultados

3.1 Caracterización química de las biomásas utilizadas

Los resultados de la caracterización completa se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización completa de las biomásas seleccionadas.

| Parámetro | Almendro seco |
|--|---------------|
| Humedad (% b.h.) | 11,0 |
| Materias volátiles (% b.s.) | 79,7 |
| Cenizas (% b.s.) | 3,4 |
| Carbono (% b.s.) | 48,9 |
| Hidrógeno (% b.s.) | 5,9 |
| Nitrógeno (% b.s.) | 0,44 |
| Azufre (% b.s.) | 0,03 |
| Cloro (% b.s.) | 0,02 |
| Poder calorífico superior-PCS (MJ/kg b.h.) | 16,88 |
| Poder calorífico superior-PCS (MJ/kg b.s.) | 19,18 |
| Poder calorífico inferior-PCI (MJ/kg b.h.) | 15,45 |
| Poder calorífico inferior-PCI (MJ/kg b.s.) | 17,90 |
| Tamaño medio de la astilla | ≈10 mm |
| Densidad de pila (kg/m ³) | 260 |

La composición elemental del almendro utilizado en los ensayos es similar a la de otras biomásas leñosas como pino, chopo u olivo. La principal diferencia puede encontrarse en su contenido en ceniza, ya que depende de cómo se haya realizado su manejo y recogida.

Por otro lado, la biomasa de almendro analizada presenta un poder calorífico apto para su uso como combustible. Respecto a la granulometría, se observa que el tamaño de partícula medio conseguido tras la molturación es algo superior a 10 mm, siendo este tamaño apropiado para su combustión en un lecho fluidizado burbujeante del tamaño de la planta piloto.

Las astillas utilizadas en la planta de combustión podrían ser clasificadas como B1 de acuerdo a la norma ISO 17225-4:2013, teniendo en cuenta su contenido en nitrógeno, azufre y cloro. Si bien, sería necesario realizar un cribado para alcanzar un porcentaje de cenizas $\leq 3\%$ para esta clasificación. Por otro lado, atendiendo a su tamaño de partícula podrían clasificarse como P16S ($\leq 15\%$ de finos menos de 3,15mm y $\leq 6\%$ de fracción gruesa superior a 31,5mm).



3.2 Perfil químico de las emisiones de PM2.5 en quemas al aire libre

En la Tabla 2 se presenta el perfil químico de las emisiones de PM2.5 durante la quema al aire libre de astillas de poda de almendro, a excepción de los niveles de HAPs que por su interés ambiental en procesos de combustión de biomasa se presentan de forma independiente en la Tabla 3.

Tabla 2. Perfil químico de las emisiones de PM2.5 en quemas al aire libre de restos de poda de almendro.

| Elemento/ compuesto | C _{PM2.5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Elemento/ compuesto | C _{PM2.5} (ng/m^3) | Elemento/ compuesto | C _{PM2.5} (ng/m^3) |
|--------------------------------|--|------------------------|--|------------------------|--|
| PM2.5 | 140 | Li | <1 | Sr | 1,5 |
| CO | 39 | Ti | 38 | Zr | <1 |
| CE | 8,0 | V | 9,0 | Nb | 1,4 |
| Al ₂ O ₃ | 0,93 | Cr | <1 | Mo | <1 |
| Ca | 0,62 | Mn | <1 | Cd | <1 |
| Fe | 0,21 | Co | 1,7 | Sn | 2,2 |
| K | 1,7 | Ni | 4,1 | Sb | 0,61 |
| Mg | 0,25 | Cu | 9,1 | Cs | <1 |
| Na | 1,6 | Zn | 270 | Ba | <1 |
| P | 0,03 | Li | <1 | W | 1,5 |
| SO ₄ ²⁻ | 6,7 | As | 2,4 | Pb | 12 |
| NO ₃ ⁻ | 2,5 | Se | <1 | Ga | <1 |
| Cl ⁻ | 3,0 | Rb | 1,6 | | |

Las concentraciones obtenidas en el perfil químico de las emisiones de PM2.5, confirman como trazadores de la quema de biomasa los identificados en la bibliografía (Viana et al., (2008); Alves et al., (2011) y Sillanpää et al., (2005)), siendo estos el CO, CE, K y Cl⁻, junto con el carbono orgánico soluble en agua (COSA), el cual no se ha analizado en el presente trabajo.

Las concentraciones más elevadas se han obtenido, por orden decreciente para el CO, CE, SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻, K y Na. A nivel traza destacan las elevadas concentraciones obtenidas de Zn, Ti, Pb, Cu y V. La presencia de estos elementos puede venir asociada a:

- La propia composición de la biomasa, como por ejemplo el CO, CE, Cl⁻, K y Na.
- Los tratamientos fitosanitarios (plaguicidas, herbicidas,...) y de fertilización de los cultivos. La aplicación de dichos tratamientos conlleva un aporte extra de K, P, SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻, Mn, Cu y Zn.



- Los fenómenos de bioacumulación de algunos elementos en las hojas y/o ramas, como por ejemplo Zn, Pb, Na, Cl⁻ y probablemente V.
- La composición de la tierra arrastrada durante el proceso de generación y recogida de la poda.

Aparte de los resultados directos del análisis se ha considerado también interesante evaluar el ratio emisión biomasa (perfil químico de la emisión de PM_{2.5} durante la quema de astillas de poda de almendro) / calidad de aire (promedio de los perfiles químicos de la emisión de PM_{2.5} obtenidos para calidad del aire en poblaciones cercanas a la zona dónde se realiza la quema), con el fin de identificar trazadores específicos asociados a la quema de biomasa. El ratio quema de biomasa/calidad de aire muestra un ratio superior a 5 para el caso del K, Zn y Na, observándose ratios superiores a 2 para determinados metales, tales como Mg, Cd, Bi, Sn, Cu, Co y Cs, cuyo origen podría atribuirse a las fuentes citadas anteriormente y a otras actividades económicas próximas a la zona de cultivo.

En la Tabla 3 se presentan los valores obtenidos para HAPs en la emisión de PM_{2.5} durante la quema al aire libre de astillas de restos de poda de almendro. Los HAPs analizados se presentan agrupados por número de anillos.

Tabla 3. Concentraciones de HAPs en las emisiones de PM_{2.5} en quemas al aire libre de poda de almendro.

| HAPs | C _{PM_{2.5}} (ng/m ³) |
|-----------|--|
| 3 anillos | < 1 |
| 4 anillos | 2,7 |
| 5 anillos | 33,6 |
| 6 anillos | 21,9 |

En cuanto a la forma de expresar los HAPs, en la bibliografía consultada se ha observado que también es frecuente agruparlos en bajo, medio y alto peso molecular, obteniéndose en este caso concentraciones de <1, 12.6 y 45.6 ng/m³, respectivamente.

El análisis de HAPs en la fracción PM_{2.5} muestra un enriquecimiento considerable en los HAPs de mayor peso molecular. A pesar de que la formación de HAPs es compleja, es probable que la presencia de K inorgánico en la poda de almendro incremente la formación de char en el proceso de pirolisis de la lignina, el cual contribuye a la formación de HAPs (Sharma et al., 2004). Este comportamiento parece consistente con los niveles de HAPs obtenidos en las quemas lentas de paja de arroz, en las que la temperatura alcanzada es demasiado baja para favorecer la formación substancial de HAPs de mayor número de anillos (Hays et al., 2005).



Por otro lado, la menor presencia de HAPs de bajo peso molecular puede verse influenciada por la mayor volatilidad que presentan estos compuestos, encontrándose la mayor parte en fase gas, y únicamente una pequeña proporción en fase particulada (Borjabad et al., 2016).

Desde un punto de vista normativo, la concentración de Benzo[a]pireno (5 anillos), único compuesto actualmente regulado en materia de calidad del aire por su carácter cancerígeno, se encuentra en un porcentaje del 16% respecto del total de HAPs analizados.

3.3 Condiciones de operación de la planta de combustión

En la Tabla 4 se muestran las condiciones de operación en las que se llevó a cabo el ensayo de combustión.

Tabla 4. Condiciones de operación del estado estacionario del ensayo de almendro.

| Parámetro | Valor |
|-------------------------------------|---------|
| Caudal de combustible (kg/h) | 178 |
| Potencia (kW) | 781 |
| % aire primario / % aire secundario | 25 / 75 |
| Velocidad de fluidización (m/s) | 0,26 |
| T aire de combustión (°C) | 89 |
| T ambiente (°C) | 19,3 |
| P ambiente (mbar) | 906 |

La temperatura media registrada en el lecho fue de 810°C, y el máximo valor alcanzado en el lecho durante el estado estacionario fue de 829°C. Este valor está por debajo de las temperaturas a las que habitualmente se produce la fusión de las cenizas de las biomásas leñosas, por lo que no se espera la formación de escorias en el lecho para estas condiciones.

Por otro lado, la máxima temperatura registrada en los gases fue de 966°C y la temperatura media del filtro de mangas durante el estacionario fue de 159°C. Ambos valores se consideran adecuados para llevar a cabo la combustión en fase gaseosa y para la operación del filtro de mangas, respectivamente.

A la vista de la evolución de las temperaturas registradas en continuo, se ha definido un período estacionario de 6 horas de duración (13:30-19:30), en el que todas las temperaturas del horno permanecieron muy estables.



3.4 Viabilidad técnica y ambiental de valorización energética de restos de poda

La viabilidad técnica de la valorización energética de las astillas de restos de poda de almendro, se ha realizado a partir de los resultados obtenidos en los ensayos de combustión ejecutados en un horno de lecho fluidizado burbujeante de 1 MWt.

Como ya se ha comentado en el punto 3.3, las condiciones de operación en las que se han ejecutado los ensayos de combustión se consideran óptimas para llevar a cabo la combustión en fase gaseosa de astillas de poda de almendro, ya que se ha registrado una temperatura máxima en los gases adecuada, y además la temperatura media del filtro de mangas durante el estacionario es apropiada.

Por otro lado, se han determinado las emisiones gaseosas durante los dos ensayos de combustión realizados y se han comparado las concentraciones obtenidas con los valores límite de emisión establecidos en la Directiva 2015/2193, con el fin de evaluar el cumplimiento de los mismos. Finalmente, se ha calculado la eficacia de la combustión en base a la conversión en gases.

En la Tabla 5 se muestran las concentraciones de H₂O, O₂, CO₂, CO, NO_x, SO₂ y COT emitidas, expresadas como media global de todo el estado estacionario y como medias horarias. Se puede destacar que sobre las 15:30 se produjo un ligero descenso de temperaturas, posiblemente debido al cambio de saca de biomasa o a una discontinuidad en la alimentación (sin llegar a producirse atasco de la tolva) y aunque las temperaturas se recuperaron rápidamente con los ajustes realizados en el control de la planta, las emisiones empeoraron y ya no volvieron a estar tan bajas como en la situación inicial en ningún momento, superándose los 4000 mg/Nm³ de CO y los 50 mg COT/Nm³ (expresado como C), ambos al 6% de O₂ de referencia.

Tabla 5. Valores medios de las emisiones durante el estacionario del ensayo de almendro (13:30-19:30)

| | H ₂ O (%), b.h. | O ₂ (%), b.s. | CO ₂ (%), b.s. | CO(1) (mg/Nm ³),b.s. | NO _x ⁽¹⁾⁽²⁾ (mg/Nm ³),b.s. | SO ₂ ⁽¹⁾ (mg/Nm ³),b.s. | COT ⁽¹⁾⁽³⁾ (mg/Nm ³),b.s. |
|----------|-------------------------------|-----------------------------|------------------------------|-------------------------------------|---|--|---|
| 1 | 11,7 | 5,0 | 15,8 | 470 | 223 | 0,8 | 3,2 |
| 2 | 10,7 | 5,8 | 14,8 | 1753 | 249 | 4,8 | 16,2 |
| 3 | 9,7 | 7,1 | 13,1 | 4433 | 283 | 18,3 | 53,7 |
| 4 | 10,7 | 5,7 | 14,3 | 4452 | 232 | 20,2 | 54,8 |
| 5 | 11,5 | 4,4 | 15,4 | 4238 | 202 | 17,6 | 58,4 |
| 6 | 11,0 | 5,3 | 14,8 | 4093 | 236 | 17,4 | 49,4 |
| Promedio | 10,8 | 5,6 | 14,6 | 3540 | 239 | 14,5 | 43,2 |

b.h.: expresados en base húmeda.

b.s.: expresados en base seca.

⁽¹⁾: referido al 6% de O₂ de referencia.

⁽²⁾: suma de NO y NO₂, expresado como NO₂.

⁽³⁾: Los COT aquí expresados son la suma de los siguientes hidrocarburos: CH₄, C₂H₆, C₂H₄, C₃H₈, C₆H₁₄ y CH₂O (especies principales), medidos mediante el FTIR y expresados todos ellos como C.



Se ha trabajado con una concentración de 5,6% de O₂ en gases a la salida, y con una humedad en humos de 10,8%. La concentración de SO₂ ha sido muy reducida con un valor medio global de 14,5 mg/Nm³, expresado al 6% de O₂. La Directiva 2015/2193 establece un valor límite de emisión de 200 mg/Nm³ al 6% de O₂, en el caso de instalaciones que quemen exclusivamente biomasa sólida leñosa.

Los NO_x presentan una concentración media en el estado estacionario de 239 mg/Nm³, al 6% de O₂, que cumpliría los límites marcados por la Directiva 2015/2193 para una instalación de 1MWt quemando biomasa sólida (650 mg/Nm³ al 6% de O₂ para instalaciones existentes y 500 para instalaciones nuevas con una potencia térmica nominal total igual o superior a 1 e inferior o igual a 5).

Las concentraciones de CO y de COT están muy relacionadas entre sí, puesto que se trata de productos de combustión incompleta. Se puede ver que las concentraciones más altas de ambos compuestos se dan de forma simultánea, asociadas a momentos en que la combustión empeora. Los valores medios de ambos compuestos han sido altos, 3540 y 43,2 mg/Nm³, expresados al 6% de O₂, respectivamente.

En cuanto a las partículas, se ha obtenido una concentración en bruto de PST de 429 mg/Nm³ expresada al 6% de O₂. Dado que la nueva Directiva 2015/2193 establece un valor límite de partículas al 6% de O₂ de 20 mg/Nm³ para instalaciones nuevas y de 50 mg/Nm³ cuando la potencia térmica se encuentre en el rango 1≥MWt≤5, se detecta la necesidad de depurar las emisiones de partículas. En este sentido, en el presente trabajo se ha evaluado la eficiencia de un filtro de mangas, obteniéndose una concentración de PST en este escenario <1mg/Nm³, lo que se traduce en un rendimiento del sistema de depuración superior al 99.9 %, garantizándose de esta forma el cumplimiento de los límites más estrictos establecidos en la normativa aplicable.

Con estos valores de la composición del gas se ha calculado la eficacia de la conversión de carbono en el proceso de combustión en base a la fórmula:

$$E_c = \frac{CO_2}{CO_2 + CO + CH_4} \cdot 100$$

donde:

Ec es la eficacia de la conversión de carbono en el gas, expresada en %.

CO₂ es la concentración de CO₂ en el gas, expresada en % en volumen en b.s.

CO es la concentración de CO en el gas, expresada en % en volumen en b.s.

CH₄ es la concentración de CH₄ en el gas, expresada en % en volumen en b.s.



En este caso, la conversión de carbono obtenida ha sido de 97,97%, debido a las concentraciones medidas para CO y CH₄ (la concentración del resto de hidrocarburos es despreciable), por lo que la combustión puede considerarse satisfactoria.

4. Conclusiones

La caracterización química de las emisiones de PM_{2.5} generadas en la quema al aire libre de biomasa agro-residuales, concretamente poda de almendro, confirman los trazadores identificados para quema de biomasa en estudios previos: CO, CE, K y Cl⁻. Por otro lado, se han obtenido concentraciones significativas a nivel traza de Zn, Ti, Pb, Cu y V. La presencia de estos elementos puede venir asociada a los compuestos utilizados en los tratamientos fitosanitarios y de fertilización de los cultivos. Otros elementos determinados en menor concentración podrían deber su origen a la composición del suelo afectada por las actividades económicas del entorno.

En cuanto a la composición de HAPs en el PM_{2.5} emitido se observa un enriquecimiento significativo en aquellas especies que presentan un mayor número de anillos, debido probablemente a la elevada volatilidad de los HAPs de dos y tres anillos.

Por otro lado, se considera viable técnicamente la valorización energética de restos de poda de almendro, alcanzándose una conversión de C en el gas del 97,97%. Desde un punto de vista ambiental, las condiciones de operación fijadas y la implementación de un filtro de mangas permiten cumplir sobradamente los valores límite de emisión establecidos en la Directiva 2015/2193 para SO₂, NO_x y partículas, aplicable a la instalación considerada.

No obstante, a pesar de considerarse óptimas los ensayos de combustión ejecutados, al igual que ocurre con la biomasa forestal, la biomasa agrícola se enfrenta a una serie de dificultades que lastran su posible aprovechamiento a gran escala. Por un lado, la heterogeneidad de cultivos que no siempre permite la automatización de la recogida, unido a la estacionalidad diferente en cuanto a la producción o la multitud de explotaciones y su pequeño tamaño, son algunos de esos factores que limitan el aprovechamiento de esta biomasa. Todos estos factores, junto con la posible necesidad de astillar o empacar los restos antes de su transporte, hacen muy aconsejable la implantación de centros de distribución y transformación más descentralizados que en el caso forestal.

En cuanto al producto biomásico obtenido, este se caracteriza por su heterogeneidad (ramas de varios tamaños, hojas, diferentes humedades) lo que dificulta su uso para la elaboración de combustibles de alta calidad. Este material, puede destinarse a la producción de astilla de calidad inferior para uso industrial o la elaboración de pellet de calidad inferior, aumentando su homogeneidad, facilidad de manejo y alimentación, pero incrementando su coste de obtención.



Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado con el apoyo del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente a través de la Fundación Biodiversidad.

Referencias

1. Alves, C., Vicente, A., Nunes, T., Gonçalves, C., Fernandes, A.P., Mirante, F., Tarelho, L., Sánchez de la Campa, A. M., Querol, X., Caseiro A., Monteiro, C., Evtugina, M., Pio, C. Summer 2009 wildfires in Portugal: Emission of trace gases and aerosol composition. *Atmospheric Environment*. Volume 45, Issue 3, January 2011, Pages 641–649.
2. BIORAISE. Geoportal para evaluación de recursos de biomasa agrícola y forestal en el Sur de Europa. [<http://bioraise.ciemat.es>]. Last access: 29/04/2016.
3. Birch, M.E., Cary, R.A., 1996. Elemental carbon-based method for monitoring occupational exposures to particulate diesel exhaust. *Aerosol Science and Technology* 25, 221-241.
4. Borjabad, E., García, S., Rodríguez Maroto, J., Escalada, R., Sanz, D., Pascual, A., Rojas E., Aragón G., Ibarra I., Múgica I., Gutiérrez-Canas C., Celades I., Sanfelix V., Gomar S., Moliner R., Ramos R. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated to particulate matter in combustion of residual biomass. 24th European Biomass Conference and Exhibition, Amsterdam, The Netherlands, 6-9 June, 2016. ISSN 2282-5819.
5. Hays, M.D., Fine, P.M., Geron, C.D., Kleeman, M.J., Gullet, B.K. Open burning of agricultural biomass: Physical and chemical properties of particle-phase emissions. *Atmospheric Environment*, 39 (2005) 6747-6764.
6. IPTS. European Commission, 2007. Reference document on best available techniques in the ceramic manufacturing industry. <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/cl.html> [Accessed: 2016-10-3].
7. IPTS. European Commission, 2013. Reference document on best available techniques for the Production of Cement, Lime and Magnesium oxide. <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/cl.html> [Accessed: 2016-10-3].
8. IPTS. European Commission, 2013. Reference document on best available techniques for Large Combustion Plants. <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/cl.html> [Accessed: 2016-10-3].
9. Klimont, Z. Agricultural burning in GAINS. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
10. Plan de energías renovables 2011-2020. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, 2010.



11. Querol X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Plana, F., Ruiz, C.R., Cots, N., Massagué, G., Puig, O., 2001. PM10 and PM2.5 source apportionment In the Barcelona Metropolitan Area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment* 35, 6407-6419.
12. Sharma, R.K., Wooten, J.B., Baliga, V.L., Lin, Chan, W.G., Hajaligo, M.R., 2004. Characterization of chars from pyrolysis of lignin. *Fuel*, 1469-1482.
13. Sillanpää, M., Frey, A., Hilla, R., Pennanen, A.S., Salonen, R.O. Organic, elemental and inorganic carbon in particulate matter of six urban environments in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5, 2869–2879, 2005.
14. Viana, M., López, J.M., Querol, Q., Alastuey, A., García-Gacio, D., Blanco-Heras, G., López-Mahía, P., Piñeiro-Iglesias, M., Sanz, M.J., Sanz, F., Chi, X., Maenhaut, W. Tracers and impact of open burning of rice straw residues on PM in Eastern Spain. *Atmospheric Environment*, Volume 42, Issue 8, March 2008, Pages 1941–1957
15. Yevich, R., & Logan, J. A. (2003). An assessment of biofuel use and burning of agricultural waste in the developing world. *Global biogeochemical cycles*, 17(4).