



Huella de carbono de los tratamientos de gestión de residuos municipales: comparación entre distintos escenarios de gestión

Javier Pérez, Juan Manuel de Andrés, Julio Lumbreras, Encarnación Rodríguez*

Departamento de Ingeniería Química Industrial y del Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales. Universidad Politécnica de Madrid

[*javier.perez@etsii.upm.es](mailto:javier.perez@etsii.upm.es)

Resumen

Este trabajo aplica la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) al cálculo de la huella de carbono de los distintos tratamientos de gestión de residuos municipales. Tomando como punto de partida la ciudad de Madrid y la gestión de sus residuos municipales en el año 2013, se plantean distintos escenarios de gestión y se hace un análisis comparativo de los resultados.

El cálculo de la huella de carbono tiene en cuenta tanto las emisiones directas e indirectas como las evitadas como consecuencia de la recuperación de materiales, la generación de energía eléctrica y la generación de distintos productos sustitutivos de otros con emisiones asociadas (compost, biometano).

Los escenarios planteados consideran el tratamiento de las distintas fracciones de residuos municipales recogidas de forma segregada (vidrio, papel, envases ligeros y resto, incluida materia orgánica). Además, son combinación de las distintas opciones de tratamiento implementadas actualmente en el Parque Tecnológico de Valdemingómez: i) la recuperación de materiales en plantas de clasificación, ii) la digestión anaerobia o biometanización, iii) el compostaje, iv) la valorización energética y v) la eliminación en vertedero.

La situación de partida (escenario 2013) presenta una huella carbono un 88% inferior a la hipotética situación en la que todos los residuos municipales de la ciudad de Madrid se depositasen en vertedero sin recuperación de biogás. La mejora en los procesos de separación y recuperación de materiales junto con la implementación de los tratamientos biológicos para tratar la fracción orgánica, ha contribuido, claramente, a la reducción de la huella de carbono en la gestión de los residuos municipales de la ciudad de Madrid.

La comparación entre los distintos escenarios planteados muestra que los escenarios con una menor huella de carbono son los que combinan la recuperación de materiales reciclables presentes en las distintas fracciones con tratamientos de valorización energética o digestión anaerobia.



1. Introducción

La Comisión Europea (CE) ha establecido una serie de acciones prioritarias para la optimización de la gestión de los residuos municipales, cuya aplicación se espera traducir en una mejora ambiental, así como en la obtención de beneficios económicos y ventajas sociales. La Directiva 2008/98/CE sobre residuos (EC, 2008) insta a los Estados miembros a desarrollar políticas de gestión de los residuos que protejan el medio ambiente y la salud de las personas, asegurando un uso sostenible de los recursos (Manfredi y Pant, 2013). Esta directiva jerarquiza los tratamientos de gestión en cinco niveles, estableciendo su prioridad. Así, la prevención es la opción preferencial por delante de la reutilización, reciclado y otras valorizaciones (valorización energética, por ejemplo), con el depósito final (en vertedero) como la última de las opciones posibles.

De acuerdo a EC, 2008, los estados miembros de la Unión Europea y sus municipios tienen que adoptar medidas “para estimular aquellas opciones de gestión que garanticen el menor impacto ambiental global. Esto puede requerir que determinados flujos de residuos se aparten de la jerarquía, siempre y cuando esté justificado a través de un enfoque que analice todo el ciclo de vida, que considere todos los impactos de la generación y la gestión de dichos residuos (*life cycle thinking, LCT*)”.

El concepto LCT y las herramientas que permiten cuantificarlo, tales como el análisis de ciclo de vida (ACV), proporcionan información con base científica que puede servir de base a los decisores políticos en materia de gestión de los residuos municipales (Manfredi et al., 2011), tal y como han puesto de manifiesto diversos autores como Bernstad y la Cour Jansen (2012), Ekvall et al. (2007), Laurent et al. (2014), Koneczny y Pennington (2007).

La metodología ACV se puede aplicar al cálculo de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) asociadas a los tratamientos de gestión de residuos, evaluando así el impacto ambiental en cambio climático (CC) de cada una de las soluciones tecnológicas existentes: cálculo de su huella de carbono (HC). Consecuentemente, este trabajo calcula las emisiones de GEI de distintos escenarios alternativos de gestión, utilizando la ciudad de Madrid como ejemplo. Algunos de estos escenarios han sido establecidos en línea con el concepto de economía circular, siendo uno de sus pilares “la visión del residuo como un recurso (*waste-as-a-resource*)” (EEA, 2016).

La situación en el año 2013 (en adelante escenario 2013) se compara con diez escenarios alternativos, que se basan en la combinación de los siguientes elementos: tratamientos ya implementados en el año 2013 en la ciudad de Madrid y sus limitaciones técnicas, las diferentes fracciones recogidas de forma segregada y la composición de cada una de ellas en 2013. La HC de los once escenarios se analiza desde una perspectiva de ACV.

Con objeto de determinar la influencia de determinadas hipótesis de partida sobre los resultados obtenidos, finalmente se lleva a cabo un análisis de sensibilidad (AS).



2. Metodología

2.1. Caso de estudio

El municipio de Madrid cubre una superficie de 606 km² y tenía una población de 3.237.937 habitantes en el año 2013. La tabla 1 muestra las principales variables macroeconómicas que caracterizan a la ciudad y su relevancia en comparación con el resto de España (AM, 2015a,b, 2014a,b; INE, 2015a,b; MAGRAMA, 2015; MINETUR, 2014).

Tabla 1. Municipio de Madrid, principales variables macroeconómicas, año 2013

	Madrid	% Madrid / España
Población, habitantes	3.237.937	6,8
Área, km ²	606	0,1
Producto Interior Bruto, M€ ₂₀₀₀	91.019	12,1
Consumo de energía final, ktep	3.372	3,8
Toneladas de residuos municipales recogidas	1.115.059	2,1
Emissiones directas de GEI, kt CO ₂ eq	6.840	2,1

Los residuos municipales generados por los ciudadanos de la ciudad de Madrid son íntegramente gestionados por su ayuntamiento, quien se encarga de su recogida, transporte y gestión. Se segregan en las cuatro principales fracciones recogidas en la tabla 2: fracción resto (F1, incluyendo la materia orgánica), envases ligeros (F2), papel y cartón (F3) y vidrio (F4). Adicionalmente, existen recogidas específicas para otras fracciones minoritarias como son pilas y baterías, muebles y enseres, animales domésticos muertos, residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, medicinas, ropa, etc (AM, 2014a,b). De las cuatro principales fracciones, F1 y F2 son íntegramente gestionadas en el Parque Tecnológico de Valdemingómez (PTV), tal y como se muestra en la figura 1. En este complejo se ubican las siguientes instalaciones:

- Las Lomas: planta de clasificación y recuperación de materiales para F1, y planta de incineración (I) con generación de energía (*waste-to-energy (WtE) plant*)
- La Paloma: planta de clasificación y recuperación de materiales para F1 y F2, y planta de biometanización (B)
- Las Dehesas: planta de clasificación y recuperación de materiales para F1 y F2, compostaje (C), biometanización y vertedero (L, *landfilling*) operativo con recuperación del biogás generado
- La Galiana: vertedero clausurado con recuperación de biogás generado y valorización energética del mismo para producción de energía eléctrica.

La fracción F3 se lleva directamente a sus recicladores sin pasar por PTV, mientras que la fracción F4 se lleva a los recicladores previo paso por la estación de transferencia de PTV tras su recogida.



Tabla 2. Principales fracciones de los residuos municipales recogidas de forma segregada. Municipio de Madrid, año 2013

Fracción	Color del contenedor	Sistema de carga (vehículos)	Número de contenedores	Capacidad de contenerización, m ³	Toneladas recogidas
F1 – Resto	Gris	Carga trasera y lateral	235.938	76.587	859.086
F2 – Envases ligeros	Amarillo	Carga trasera, carga lateral y carga superior (iglú)	98.302	30.008	64.967
F3 – Papel y cartón	Azul	Carga superior (iglú) y carga trasera	11.030	22.696	39.956
F4 - Vidrio	Verde	Carga superior (iglú) y carga trasera	6.080	16.504	41.843

2.2. Descripción de escenarios

Escenario 2013

Este escenario se corresponde con la gestión de los residuos municipales en el año 2013. No obstante, en la actualidad, el esquema de tratamiento no ha sufrido ninguna modificación. Las fracciones F1 y F2 son íntegramente tratadas en PTV.

La fracción F1 se lleva a las plantas de clasificación y recuperación de materiales de Las Lomas, La Paloma y Las Dehesas. En las plantas de clasificación de Las Lomas y La Paloma se recuperan los materiales reciclables, mientras que la materia orgánica se separa y se lleva a las plantas de biometanización de Las Dehesas y La Paloma. Los rechazos con mayor poder calorífico (combustible derivado de residuo, CDR) se envía a incineración (WtE), mientras que el resto de los residuos y los rechazos de los distintos procesos se llevan a vertedero.

La fracción F2 entra en las plantas de clasificación de La Paloma y Las Dehesas, donde se separan los materiales recuperables y se producen otras dos fracciones: CDR que se envía a la planta WtE y los rechazos se llevan directamente a vertedero (AM, 2014b).

La planta WtE de Las Lomas produce energía eléctrica que exporta a la red de distribución. Las plantas de biometanización de Las Dehesas y La Paloma generan biogás que en parte se purifica y se inyecta a la red de distribución de gas natural. El biogás recuperado del vertedero junto con el resto del biogás de biometanización se valoriza energéticamente en la planta de La Galiana para generar energía eléctrica; parte de ésta se autoconsume y parte se exporta también a la red de distribución de electricidad. La planta de compostaje de Las Dehesas genera un compost que se vende como enmienda agrícola, pudiendo reemplazar al uso de fertilizantes (AM, 2014b).

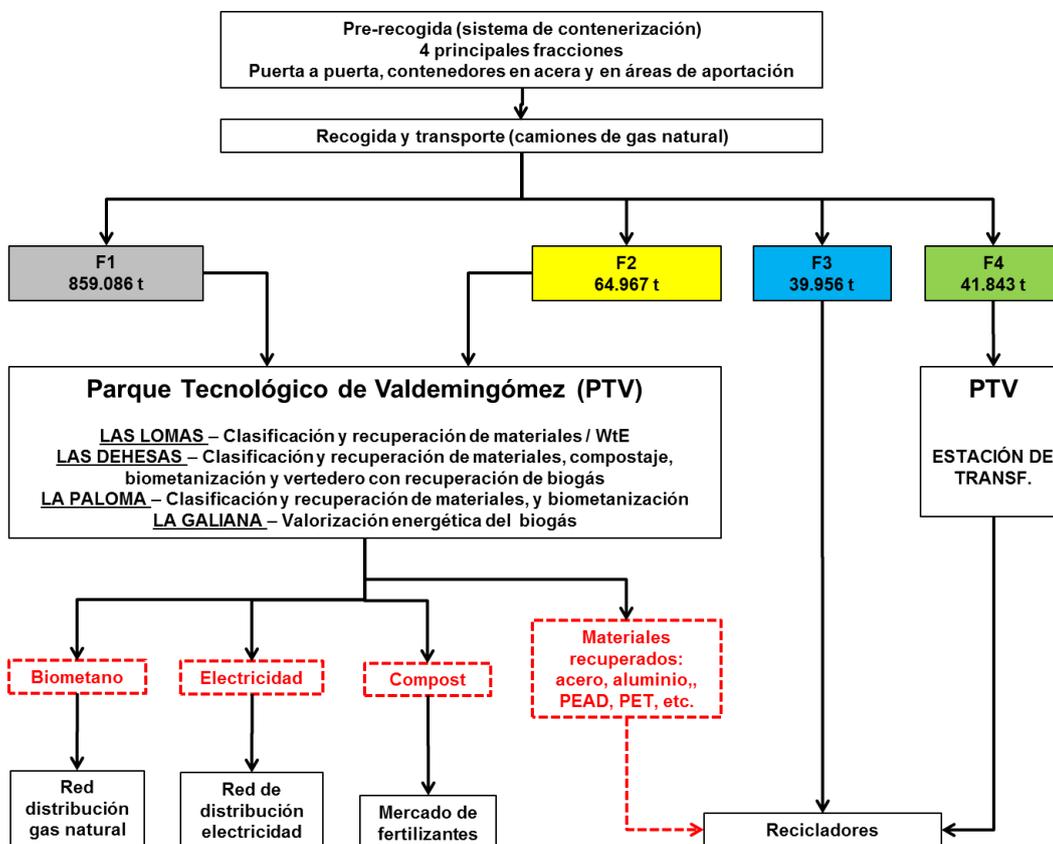


Fig. 1. Esquema básico de la gestión integrada de las principales fracciones de residuos recogidas en la ciudad de Madrid

Escenarios alternativos

La tabla 3 recoge los diez escenarios alternativos propuestos con los que se ha comparado la situación del año 2013. Son escenarios ideales en los que los distintos residuos recogidos (F1, F2, F3 y F4) y las distintas fracciones dentro de estos (materia orgánica, materiales reciclables y resto de materiales) se llevan por completo a los tratamientos definidos en cada escenario.

A continuación se realiza una breve descripción de cada uno de ellos:

- Escenario *Waste-to-energy* (WtE): todas las fracciones, a excepción de la fracción F4, son llevadas a incineración con recuperación de energía. En este escenario, la recogida selectiva en distintas fracciones únicamente sería necesaria para la fracción F4
- Escenario *Waste-to-energy* y reciclado (WtE+R): las fracciones F3 y F4 se llevan a reciclado, y se recupera el 100% de los materiales reciclables de la fracción F2. La fracción F1 al completo, junto con el rechazo de la fracción F2, se lleva a incineración con recuperación de energía. En este escenario se mantendría la recogida en cuatro fracciones diferenciadas



- Escenario *Waste-to-energy* y reciclado total (WtE+aR): se diferencia del anterior en que, en este caso, también se recupera el 100% de los materiales reciclables de la fracción F1, dada la alta cantidad de los mismos presentes en esta fracción (AM, 2014b). En este escenario, al igual que en los dos anteriores, el rendimiento de generación eléctrica se mantiene en los valores del escenario 2013 y las necesidades de combustible auxiliar (gasóleo) se calculan teniendo en cuenta:
 - condiciones mínimas de poder calorífico de acuerdo a las Mejores Técnicas Disponibles del sector (EC, 2006)
 - poderes caloríficos de cada componente del CDR de acuerdo a Gómez et al. (2010)
- Escenario todo a vertedero (L): las cuatro fracciones se llevan directamente a vertedero, en el cual se capta el biogás producido en las mismas condiciones llevadas a cabo en el escenario 2013. No se precisaría ningún tipo de recogida diferenciada por fracciones
- Escenario vertedero y reciclado (L+R): las fracciones F3 y F4 se llevan a reciclado, y se recupera el 100% de los materiales reciclables de la fracción F2. La fracción F1 al completo junto con el rechazo de la fracción F2, se lleva a vertedero. Este escenario requiere de la recogida selectiva en cuatro fracciones diferenciadas
- Escenario vertedero y reciclado total (L+aR): se diferencia del anterior en que, en este caso, también se recupera el 100% materiales reciclables de la fracción F1, al igual que en el escenario WtE+aR
- Escenario todo a vertedero sin recuperación de biogás (LwBr): escenario extremo, en cuanto a emisiones de GEI, donde todos los residuos urbanos son llevados a vertedero y no se produce captura y valorización del biogás producido. Este escenario no requeriría ningún tipo de recogida segregada por fracciones
- Escenario compostaje (C+aR): escenario ideal en el que toda la materia orgánica de las fracciones F1 y F2 se lleva a compostaje, se recuperan todos los materiales reciclables presentes en las mismas y las fracciones F3 y F4 se llevan directamente a las plantas de reciclado. El rechazo de las fracciones F1 y F2 se lleva a vertedero con recuperación de biogás. Este escenario requeriría de la recogida segregada en las cuatro fracciones ya diferenciadas y para poder emplear el producto obtenido como compost, éste debería ser obtenido a partir de residuos biodegradables recogidos separadamente (EC, 2008; JE, 2011), por lo que un quinto contenedor para la recogida selectiva de materia orgánica debería ser implementado en la ciudad de Madrid

Tabla 3. Escenarios alternativos propuestos

Escenario	Acrónimo	Materia orgánica en F1	Materia orgánica en F2	Envases en F1	Envases en F2	Resto de materiales en F1 y F2	F3	F4
Incineración/WtE	WtE	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Reciclado
Incineración/WtE + reciclado	WtE+R	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Reciclado	Waste-to-energy	Reciclado	Reciclado
Incineración/WtE + reciclado total	WtE+aR	Waste-to-energy	Waste-to-energy	Reciclado	Reciclado	Waste-to-energy	Reciclado	Reciclado
Todo a vertedero con recuperación de biogás	L (=landfilling)	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero
Vertedero+reciclado	L+R	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Reciclado	Vertedero	Reciclado	Reciclado
Vertedero+reciclado total	L+aR	Vertedero	Vertedero	Reciclado	Reciclado	Vertedero	Reciclado	Reciclado
Todo a vertedero sin recuperación de biogás	LwBr	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero	Vertedero
Compostaje	C+aR	Compostaje	Compostaje	Reciclado	Reciclado	Vertedero	Reciclado	Reciclado
Biometanización (biogas reemplaza a gas antural)	B+aR	Biometanización	Biometanización	Reciclado	Reciclado	Vertedero	Reciclado	Reciclado
Biometanización+ compostaje	B+C+aR	Biometanización y compostaje posterior	Biometanización y compostaje posterior	Reciclado	Reciclado	Vertedero	Reciclado	Reciclado



- Escenario biometanización empleando el biometano producido como sustituto del gas natural (B+aR): escenario ideal en el que toda la materia orgánica de las fracciones F1 y F2 se lleva a biometanización, y el digesto resultante se lleva a vertedero. El biogás obtenido se depura, se concentra y se inyecta en la red de distribución de gas natural, como uno de los posibles usos del biogás obtenido (Budzianowski, 2016). Se recuperan todos los materiales reciclables presentes en F1 y F2 y las fracciones F3 y F4 se llevan directamente a las plantas de reciclado. El rechazo de las fracciones F1 y F2 se lleva a vertedero con recuperación de biogás. Este escenario requiere de la recogida selectiva en las cuatro fracciones existentes, siendo aconsejable un quinto contenedor para recoger selectivamente la materia orgánica
- Escenario biometanización y compostaje (B+C+aR): este escenario se diferencia del anterior en que el digesto de la biometanización se mezcla con residuos de poda y jardinería y se llevan a compostaje, de acuerdo a Martínez-Blanco et al. (2010), y como mejor opción de gestión de acuerdo a la jerarquía establecida por EC (2008) para bio-residuos (Manfredi and Pant, 2013).

2.3. Metodología de análisis de ciclo de vida (ACV)

Se ha empleado la metodología de ACV para cuantificar la huella de carbono (HC), de acuerdo a las normas internacionales de ACV -ISO 14040/14044 (ISO, 2006a, b),- y a las normas específicas de HC: ISO/TS 14067 (ISO, 2013), PAS 2070:2013 y 2050:2011 (BSI, 2013, 2011), y *Global Protocol for Community-Scale GHG Emission Inventories* (WRI, 2014).

2.3.1. Definición de objetivo y alcance

Se aplica la metodología de ACV a los tratamientos de gestión de residuos urbanos en la ciudad de Madrid. Esta etapa constituye una fase sobre la que los decisores políticos a nivel municipal y/o regional tienen capacidad de decisión y, por tanto, pueden actuar para reducir su impacto ambiental (Bovea et al., 2010; Buratti et al., 2015; Liamsanguan and Gheewala, 2008; Muñoz et al., 2004; Plevin et al., 2013; Vergara et al., 2011).

Además de calcular el impacto en cambio climático (CC) asociado a los tratamientos de gestión en la ciudad de Madrid en el año 2013, esta situación se ha comparado con los diez escenarios alternativos propuestos en el apartado 2.2.

Marco temporal y geográfico, y definición de las fronteras del sistema

El estudio se ha limitado a los tratamientos y tecnologías implementados en la ciudad de Madrid en el año 2013, para la gestión de las cuatro principales fracciones de residuos urbanos (F1, F2, F3 y F4).

Las emisiones de GEI consideradas han sido las siguientes:

- Emisiones directas de GEI en los propios tratamientos (d-GEI), que tienen lugar dentro de los límites geográficos del municipio de Madrid: emisiones del alcance 1 de acuerdo a BSI (2013, 2011) y WRI (2014)



- Emisiones indirectas de GEI, asociadas al consumo de energía eléctrica procedente de la red de distribución y a la producción y distribución de los combustibles consumidos (i-GEI): emisiones del alcance 2 y 3 de acuerdo a BSI (2013, 2011) y WRI (2014)
- Emisiones evitadas de GEI (e-GEI) como resultado de los productos obtenidos en cada tratamiento de gestión (si los hubiere) que pueden reemplazar a otros productos o a las materias primas para su producción (Bovea et al., 2010; Ekvall et al., 2007; Habib et al., 2013; Muñoz et al., 2004; Parkes et al., 2015; Song et al., 2013; Schmidt et al., 2010). Por ejemplo, las emisiones evitadas como resultado de la generación de energía eléctrica en los procesos WtE, evitándose así las emisiones procedentes de la generación eléctrica por fuentes fósiles, o las emisiones evitas por el uso del compost obtenido en los procesos de digestión aerobia, sustituyendo a los fertilizantes inorgánicos.

Debido a la falta de información, la construcción y desmantelamiento de las plantas de tratamiento, no se han tenido en consideración (Gentil et al., 2010; Vedrenne et al., 2014; Vergara et al., 2011).

Unidad funcional

Con el objeto de comparar distintos tratamientos y diferentes escenarios de gestión, la unidad funcional elegida es la tonelada de residuo tratado. Así, las emisiones de GEI se expresan como kg CO₂ eq/t residuo.

2.3.2. Inventario de ciclo de vida (ICV)

Datos de partida

Los principales datos de partida empleados en la elaboración del ICV son la cantidad de residuos urbanos recogidos para cada una de las cuatro fracciones consideradas en el presente estudio (tabla 2) y la composición de las fracciones F1 y F2 tratadas íntegramente en PTV (tabla 4).

Tabla 4. Composición porcentual de las fracciones F1 y F2 (AM, 2014b)

	F1 (%)	F2 (%)
Materia orgánica	26,52	8,97
Restos de poda y jardinería	11,62	1,1
Metales férreos	2,17	7,8
Metales no férreos (aluminio)	0,24	1,16
Papel y cartón	17,43	15,69
Plásticos	14,56	40,2
Briks	0,77	7,62
Vidrio	3,14	2,64
Madera	2,61	0,92
Textiles	7,78	3,8
Material celulósico	6,83	5,08
Otros	6,33	5,02
TOTAL	100,00	100,00



Las fracciones F3 y F4 se llevan directamente a los recicladores, donde tiene lugar una primera etapa de separación y clasificación para eliminar los materiales impropios, antes de entrar al proceso de producción de nuevo papel/cartón y vidrio, respectivamente. A falta de datos para la ciudad de Madrid, se ha supuesto que el 85,5% de la fracción F3 y el 94% de la fracción F4, se corresponden con material propio (Rigamonti et al., 2009). Estas plantas de separación para las fracciones F3 y F4 presentan consumos de energía eléctrica procedente de la red y de gasóleo en la maquinaria móvil empleada. A falta de información específica para la ciudad de Madrid, se ha supuesto un consumo de 9,18 kWh eléctricos y 1 kg de gasóleo por tonelada de residuo tratado, valores promedio obtenidos de acuerdo a Bovea et al. (2010), Bovea y Powell (2006), Fernández-Nava et al. (2014) y Herva et al. (2014).

Cálculo de d-GEI

- Maquinaria móvil

Las d-GEI procedentes de la combustión en la maquinaria móvil se calcularon de acuerdo a los factores de emisión (FE) propuestos por el Libro Guía EMEP/EEA (EEA, 2013). Estos FE se recogen en la tabla 5. La estimación del consumo de combustible se realiza de acuerdo a:

- Bovea et al. (2010) y Fernández-Nava et al. (2014) en las plantas de clasificación y recuperación de materiales: 1 kg/t_{residuo}
- Valores medios calculados procedentes de información de Bovea et al. (2010), Bovea y Powell (2006), Cadena et al. (2009), Erses Yay (2015), Fernández-Nava et al. (2014), Martínez-Blanco et al. (2010) y Song et al. (2013) para la planta de compostaje: 3,9 kg/t_{residuo}
- Fernández-Nava et al. (2014) en las plantas de biometanización
- Valores medios calculados procedentes de información de Fernández-Nava et al. (2014) y Güereca et al., (2010) para vertederos: 0,8 t/t_{residuo}

- Planta WtE (incineración)

Partiendo de los datos de actividad recogidos en AM (2015b, 2014b), se calculan las d-GEI procedentes de la combustión del CDR y del combustible auxiliar. En el caso del dióxido de carbono (CO₂), las emisiones procedentes de la incineración del CDR se calcularon de acuerdo a metodología del *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), recogida en las *IPCC Guidelines for National GHG Inventories* (IPCC, 2006). Para aplicar esta metodología se supuso la composición de los residuos incinerados de acuerdo a AM (2014b) y los contenidos en materia seca, en carbono total y en carbono fósil (CF) para cada fracción, de acuerdo a los parámetros por defecto recogidos en IPCC (2006).

Para el cálculo de las emisiones de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), así como para el cálculo de las emisiones derivadas de la combustión del combustible auxiliar, se emplearon los FE propuestos por IPCC (2006), recogidos en la tabla 5.



- Compostaje y Biometanización

Sus emisiones directas de GEI se calcularon de acuerdo a la FE propuestos por IPCC (2006), recogidos en la tabla 5, y los datos de actividad publicados por AM (2014b). En ambos casos, las emisiones de CO₂ son de origen biogénico, por lo que no contabilizan en el cómputo global (IPCC, 2006).

- Vertedero

Los vertederos controlados producen emisiones de biogás como consecuencia de la degradación de la materia orgánica depositada en ellos. Ese biogás está formado principalmente por CO₂ y CH₄; no obstante, únicamente se contabilizan las emisiones de este segundo compuesto, al considerarse las emisiones de CO₂ de origen biogénico (IPCC (2006); EEA (2013)).

La producción de biogás en el vertedero se ha estimado de acuerdo a la metodología IPCC (2006). Se asume que la cantidad de residuo depositado en el vertedero en el año 2013 (AM, 2014b) se irá degradando progresivamente durante los siguientes años, generando CH₄. Esta generación depende de la composición de los residuos depositados (AM, 2015a), que determina el contenido en carbono orgánico degradable (COD).

En el vertedero de Las Dehesas, la tasa de recuperación de biogás es del 70% (AM, 2015a; 2014b). El 30% restante es emitido a la atmósfera. Este biogás recuperado se aprovecha energéticamente, junto con un combustible auxiliar (gas natural), para producir energía eléctrica en los motores estacionarios de las instalaciones de La Galiana (AM, 2015b). Las d-GEI asociadas a la combustión de biogás y gas natural se calcularon de acuerdo a los FE de IPCC (2006) y EEA (2013), recogidos en la tabla 5, y a los datos de consumo recogidos en AM (2015b, 2014b).

Tabla 5. Factores de emisión empleados en el cálculo de las d-GEI

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Maquinaria móvil, diesel (g/t _{diesel})	3.138	32	136
Planta WtE, CDR (g/t _{CDR})	Modelo IPCC	138	50
Planta WtE, diesel, co-combustión (g/GJ)	74.100	3	0,6
Compostaje, g/kg _{residuo tratado} , base húmeda	0 (biogénico)	4	0,24
Biometanización, g/kg _{residuo tratado} , base húmeda	-	0,8	Despreciable
Combustión del biogás, motores, g/t CH ₄ quemado	0 (biogénico)	28.000	90
Combustión del gas natural, motores, g/GJ _{gas natural}	56.000	316	1,3

Cálculo de i-GEI

El “mix” de generación eléctrica español para el año 2013 (MINETUR, 2014; REE, 2014) determina las emisiones indirectas de GEI asociadas al consumo de energía eléctrica en aquellos tratamientos que no son capaces de autoabastecerse de esta forma de energía. De acuerdo a MINETUR (2014), las emisiones de GEI por kWh de energía eléctrica demandada ascienden a 0,29 kg CO₂ eq.

Los datos de consumo eléctrico en cada tipo de planta se han calculado:



- como estimación a partir de Bovea et al. (2010), Bovea y Powell (2006), Fernández-Nava et al. (2014) y Herva et al. (2014), para plantas de clasificación y recuperación de materiales: 9,18 kWh/t_{residuo}
- Como estimación de acuerdo a valores medios calculados procedentes de información de Bovea et al. (2010), Bovea y Powell (2006), Buratti et al. (2015), Cadena et al. (2009), Erses Yay (2015), Fernández-Nava et al. (2014), Güereca et al., (2010), Habib et al. (2013), Herva et al. (2014), Martínez-Blanco et al. (2010) y Song et al. (2013) para plantas de compostaje: 64,81 kWh/t_{residuo}
- De acuerdo a Fernández-Nava et al. (2014) para plantas de biometanización.

Las i-GEI derivadas de la producción, transporte y distribución de los combustibles fósiles consumidos (emisiones de la “cuna a la puerta” o “*cradle-to-gate*”) se han calculado de acuerdo a López et al. (2009). Tanto para diésel como para el gas natural, las emisiones fueron deducidas teniendo en cuenta las características y condiciones de suministro de estos combustibles en la ciudad de Madrid: 10,2 y 9,7 g CO₂ eq por MJ de diésel y gas natural, respectivamente.

Cálculo de e-GEI

Los diferentes tratamientos de gestión de los residuos urbanos pueden obtener productos tales como electricidad, combustibles o compost que pueden reemplazar a otros productos (o al mismo producto obtenido por otra vía) y, por tanto, evitar las emisiones asociadas a sus procesos de generación o producción (Bovea et al., 2010; Ekvall et al., 2007; Habib et al., 2013; Muñoz et al., 2004; Parkes et al., 2015; Schmidt et al., 2010).

Las e-GEI por unidad de material recuperado se han calculado de acuerdo a Rigamonti et al. (2009), considerando las mismas eficiencias en la separación y en el reciclado de cada una de las fracciones recuperadas.

En el caso de la generación eléctrica, cada unidad de energía vertida a la red de distribución reemplaza la generación de energía eléctrica a través de la fuente energética marginal que cubra la demanda, tal y como establece un enfoque consecuencial del ACV (Plevin et al., 2013; Schmidt, 2010). En el caso del sistema eléctrico español y según REE (2014), el gas natural es la fuente energética marginal que completa la demanda. Por lo tanto, cada kWh generado y vertido a la red evita la emisión de 0,355 kg CO₂ eq (Lumbreras et al., 2009).

El biogás purificado y concentrado (biometano) procedente de la digestión anaerobia puede reemplazar al gas natural como combustible. Las emisiones evitadas por consumo de gas natural ascienden a 65,7 kg CO₂ eq/GJ, incluyendo todo su ciclo de vida: 56 kg/GJ de su fase de uso (IPCC, 2006) y 9,71 kg/GJ de su producción, transporte y distribución (López et al., 2009).



2.3.3. Evaluación de impactos ambientales del ciclo de vida (EICV)

La metodología de evaluación de impacto ambiental considerada en este trabajo es *Intergovernmental Panel on Climate Change, Fifth Assessment Report, Climate Change*, utilizando como factor de caracterización los potenciales de calentamiento global (GWP, en su acrónimo en inglés) con un horizonte de 100 años (IPCC, 2013). El indicador de categoría de impacto utilizado es la emisión de CO₂ equivalente, calculada como la ponderación de la emisión de cada GEI por su GWP.

3. Resultados y discusión

3.1. Escenario 2013

La figura 2 muestra las emisiones de GEI asociadas a cada uno de los tratamientos considerados en el escenario 2013, distinguiendo entre d-GEI, i-GEI y e-GEI. Las emisiones totales ascienden a 226 kt CO₂ eq como consecuencia de que la suma de d-GEI de los distintos tratamientos es igual a 443 kt, i-GEI suman 10 kt y e-GEI alcanzan 227 kt. A nivel de tratamiento, el vertedero con recuperación de biogás es quien presenta unas mayores emisiones totales (193 kt), seguido del tratamiento WtE con 132 kt. El tratamiento de compostaje suma 27 kt, mientras que en el caso de la biometanización sus emisiones totales son iguales a -14 kt, lo que indica que e-GEI son mayores que la suma d-GEI más i-GEI. En términos de unidad funcional (por t de residuo tratado) el impacto en cambio climático es igual a 224 kg CO₂ eq/t_{res.}

El 51,8% de d-GEI se deben al depósito de los residuos en vertedero con recuperación y aprovechamiento del biogás formado. Estas emisiones están determinadas por el COD de los residuos depositados, el cual ha ido descendiendo en los últimos años como consecuencia de la reducción del contenido en materia orgánica depositada en el vertedero, la cual se envía en grandes cantidades a digestión anaerobia a partir del año 2011. Para el año 2013, únicamente el 9,1% de los residuos depositados en vertedero se corresponden con restos de alimentos. La siguiente contribución mayoritaria a d-GEI es la planta WtE, con un 39,3%. Estas emisiones están condicionadas por el % de carbono biogénico contenido en el CDR (Vergara et al., 2011), el cual, basándose en la metodología IPCC (2006) y en la composición del CDR en 2013 (AM, 2014b), es igual al 56% para este escenario.

En cuanto a i-GEI, el proceso de biometanización y posterior depuración del biogás generado es responsable del 46,9% de las emisiones, seguido del compostaje, cuya contribución es igual al 27,1%. Estas altas contribuciones se deben al consumo de energía eléctrica por parte de estas plantas, las cuales no son capaces de generarla y, por tanto, de autoabastecerse, tal y como sí ocurre en el caso de la planta WtE y el vertedero con aprovechamiento del biogás recuperado (i-GEI nulas).

Las plantas de clasificación y recuperación de materiales (incluidas las de las fracciones F3 y F4, no ubicadas dentro de PTV) suponen el 50,9% de e-GEI, debido a la recuperación de materiales reciclables. A continuación se encuentra la planta WtE y la valorización del biogás de vertedero, que contribuyen al 18,4% and 15,8%, respectivamente, como consecuencia de la generación de energía eléctrica.

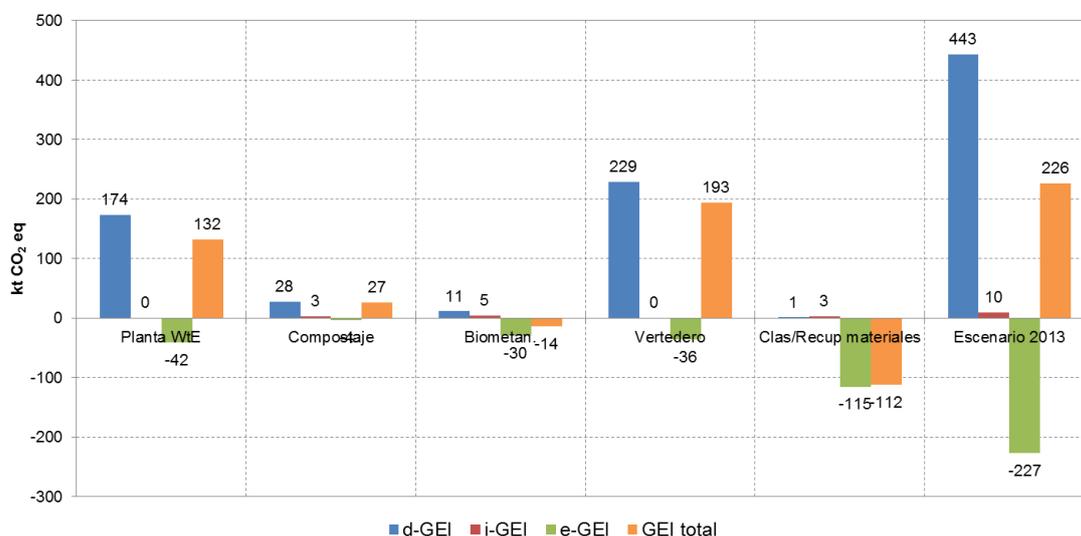


Fig. 2. Emisiones de GEI por tratamiento en el escenario 2013

3.2. Escenarios alternativos

Los resultados obtenidos para cada uno de los 10 escenarios ideales/hipotéticos planteados se recogen en la figura 3. Como cabría esperar, el escenario LwBr es el que presenta un mayor impacto en CC (1.821 kg CO₂ eq/t_{res}), situándose un 712% por encima del escenario 2013. Este gran aumento es consecuencia de que el conjunto de los residuos se deposita en vertedero en su totalidad y el CH₄ generado no se recupera, provocando el incremento de d-GEI. Además, al no aprovecharse el biogás generado, no hay generación eléctrica y, por tanto, su demanda de electricidad ha de satisfacerse de forma externa, no contabilizándose tampoco ninguna e-GEI. Estos resultados confirman lo ya expuesto por Buratti et al. (2014), Erses Yay (2015), Fernández-Nava et al. (2014), Liamsanguan y Gheewala (2008), donde se concluía que el depósito en vertedero sin captura de biogás presenta en mayor impacto en CC. No obstante, esta no es la situación en Madrid, donde el biogás de vertedero se recupera, reduciendo considerablemente HC. Esta reducción está condicionada por la tasa de recuperación CH₄ (Vergara et al., 2011) y por la composición de los residuos depositadas en el vertedero, de acuerdo a las metodologías IPCC (2006) y EEA (2013). En el caso de la ciudad de Madrid, como se mencionaba con anterioridad, la tasa de recuperación es del 70% y gran parte del material biodegradable no llega al vertedero, al tratarse en procesos de biometanización y compostaje (AM, 2015a, 2014b).

En el escenario L, todos los residuos se depositan en vertedero con recuperación del biogás, bajo los mismos supuestos que en el escenario 2013. En este caso, HC es igual a 510 kg CO₂ eq/t_{res}, lo que supone una reducción respecto al escenario LwBr entorno al 70%, análoga a la tasa de recuperación de biogás considerada. Este escenario L tiene una HC un 127% superior a la del escenario 2013.

El escenario L+R se encuentra un 57% por encima del escenario 2013 (353 kg CO₂ eq/t_{res}), dado que a pesar de recuperarse los materiales reciclables de las fracciones F2 a



F4, toda la materia orgánica se lleva vertedero, incrementándose d-GEI de CH₄. Este escenario reduce sus emisiones totales un 31% respecto al escenario L. Si además se recuperan los materiales reciclables presentes en la fracción F1, escenario L+aR, HC presenta un valor negativo (-88 kg CO₂ eq/t_{res}), lo que significa que las e-GHG son mayores que la suma de d-GEI más i-GEI.

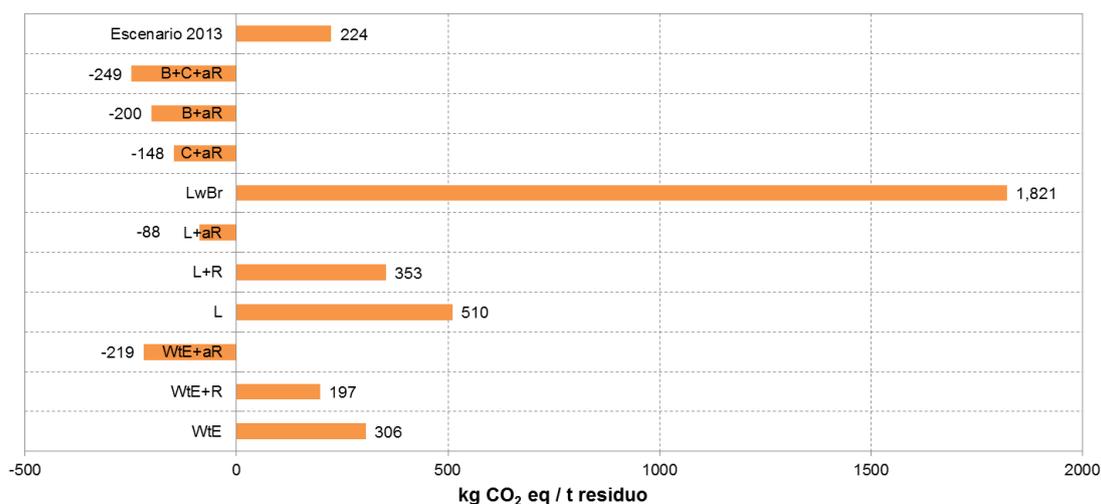


Fig. 3. Comparación entre escenarios: huella de carbono

El tratamiento WtE se considera en tres escenarios (además del escenario 2013): WtE, WtE+R and WtE+aR. El escenario WtE presenta una HC igual a 306 kg CO₂ eq/t_{res}: un 36% por encima del escenario 2013, como consecuencia del incremento de d-GEI y el descenso de e-GEI (sólo se genera energía eléctrica pero sin recuperar materiales reciclables). En el escenario WtE+R se recuperan todos los materiales reciclables presentes en las fracciones F2 a F4, consiguiendo incrementar e-GEI y reducir d-GEI. Este escenario, se sitúa un 12% por debajo del escenario 2013. El menor impacto se presenta en el escenario WtE+aR, alcanzando una HC igual a -219 kg CO₂ eq/t_{res}, un 198% inferior al escenario 2013. Este escenario supone la recuperación de todos los materiales reciclables presentes en el conjunto de los residuos, de ahí que las e-GEI se incrementen respecto a los otros dos escenarios en los que el tratamiento WtE supone una alternativa de gestión. En este último escenario, las fracciones llevadas a WtE se corresponden principalmente con materiales cuyo contenido en CF es nulo o muy bajo (IPCC, 2006): materia orgánica (43% y 0% en CF), residuos de parques y jardines (18% y 0% en CF), textiles (13% y 20% en CF), material celulósico (11% y 10% en CF) y madera (4% y 0% en CF). En consecuencia, sus d-GEI “computables” se reducen notablemente, a pesar de incrementarse las emisiones asociadas al combustible auxiliar. La cantidad de gasóleo necesario se incrementa como consecuencia del descenso del poder calorífico del CDR alimentado al proceso, inferior al del resto de escenarios en los que el tratamiento WtE está presente (incluido escenario 2013).

Los escenarios en los que se recuperan todos los materiales reciclables de las cuatro fracciones y toda la materia orgánica se lleva a un tratamiento biológico (ya sea compostaje o digestión anaerobia), presentan valores negativos para su HC: -148, -200 y



-249 kg CO₂ eq/t_{res} para los escenarios C+aR, B+aR y B+C+aR, respectivamente. El escenario B+C+aR es el que mayor beneficio ambiental en CC presenta. Se produce el mayor aprovechamiento de la materia orgánica presente en los residuos, dado que tras la producción de biometano, y su posterior uso reemplazando al gas natural, el digesto se lleva a un proceso de compostaje junto con restos de poda y jardinería (Martínez-Blanco et al., 2010). El compost obtenido puede reemplazar al uso de otros fertilizantes, por los que las e-GEI se incrementan respecto al escenario B+aR (Manfredi and Pant, 2013).

3.3. Análisis de sensibilidad (AS)

De acuerdo a las normas ISO en materia de ACV (ISO, 2013, 2006a, b) y al *International Reference Life Cycle Data system (ILCD) Handbook* (EC-JRC-IES, 2012), se recomienda realizar un AS con el que evaluar la influencia de las principales hipótesis asumidas en los resultados obtenidos.

Una de las principales hipótesis consideradas es la tasa de recuperación de CH₄ en el vertedero (70%), cuyo valor se ha tomado conforme a la información publicada por el ayuntamiento de Madrid (AM, 2015a, 2014b). La modificación de esta tasa de recuperación provocaría variaciones inversamente proporcionales en d-GEI y directamente proporcionales en e-GEI, como consecuencia de la generación de energía eléctrica. Así, al variar la tasa de recuperación de CH₄ entre 50% y 90%, la HC del escenario 2013 (224 kg CO₂ eq/t_{res}) varía entre 365 y 84 kg CO₂ eq/t_{res} (variación del ±63%).

En los casos en los tratamientos consuman energía eléctrica, los valores de HC se ven influenciados por el “mix” de tecnologías de generación (Vergara et al., 2011). Así, la magnitud de las i-GEI depende de la cantidad de energía eléctrica generada a través de fuentes fósiles, más intensivas en emisiones de GEI por unidad de energía eléctrica generada (fuentes renovables, nuclear). El presente estudio ha considerado el “mix” energético nacional para España en el año 2013 (mix 2013), cuya emisión media fue 0,29 kg CO₂ eq/kWh (MINETUR, 2014). En ese año, la generación vía fuentes renovables supuso el 40,7% de la producción eléctrica, la nuclear el 19,9% y los combustibles fósiles un 39,5% (MINETUR, 2014; REE, 2014).

La figura 4a muestra la influencia del “mix” de generación eléctrica en los resultados obtenidos para los diferentes escenarios evaluados. Frente al mix 2013 se consideraron otras dos alternativas extremas: que el 100% de la energía eléctrica se generase a través de fuentes renovables (RENOVABLE) o bien a través de fuentes fósiles (FÓSIL), donde el carbón en centrales térmicas convencionales y el gas natural en ciclos combinados copasen cada uno de ellos el 50% de la generación total.

Se presentan variaciones en todos los escenarios, si bien las mayores diferencias relativas (figura 4b) se observan en aquellos escenarios en los que las e-GEI por generación de electricidad son importantes: escenarios que incluyen tratamiento WtE y/o vertedero con valorización energética del biogás.

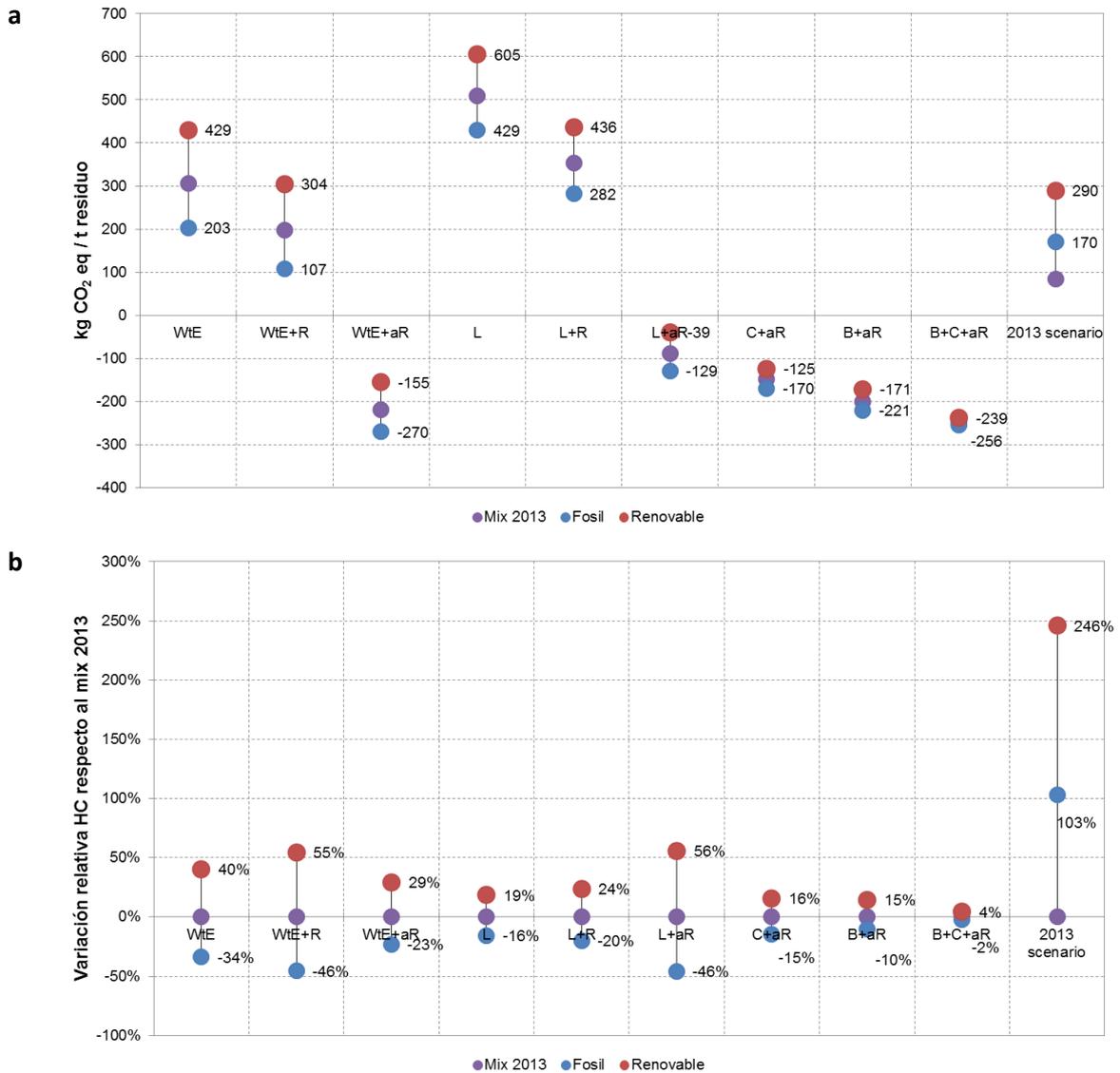


Fig. 4. AS: influencia del mix de generación eléctrica. **(a)** HC y su rango de variación. **(b)** Variación relativa respecto al mix 2013

Si la generación eléctrica se realiza mediante fuentes fósiles, todos los escenarios (a excepción del escenario LwBr, no representado en la figura 4 por cuestión de escala) presentan un menor impacto en CC que con el mix 2013, mientras que si se realiza mediante energías renovables, ocurre lo contrario. Esta aparente contradicción, está evidenciando que las e-GEI presentan una mayor relevancia que las i-GEI. En todos los escenarios planteados, salvo LwBr, se produce generación eléctrica en el tratamiento WtE o mediante valorización de biogás de vertedero. El único escenario en el que se da la situación contraria es en el escenario LwBr, donde al no valorizarse energéticamente el biogás, no se produce energía eléctrica y, por tanto, su demanda se ha de satisfacer con electricidad procedente de la red de distribución. Así, si la generación eléctrica fuese



100% renovable, la HC del escenario LwBr descendería hasta 1.819 kg CO₂ eq/t_{res}, y si fuese 100% de origen fósil se incrementaría hasta 1.824 kg CO₂ eq/t_{residuo} (frente a 1.821 kg CO₂ eq/t_{res} asociados al mix 2013).

En los últimos 25 años se han publicado cinco informes de evaluación del IPCC (IPCC, 1990, 1995, 2001, 2007, 2013), presentándose nuevas evidencias científicas sobre el CC y revisándose los GWP. La figura 5 recoge la variación de HC de los distintos escenarios evaluados de acuerdo a tres de las cinco versiones del informe de evaluación del IPCC: aquella que fijó los GWP en el marco del protocolo de Kioto (IPCC, 1995), la última versión de los GWP empleados en este estudio (IPCC, 2013) y la versión IPCC (2007), cuyos GWP se han de emplear en la realización de los inventarios nacionales de emisión en Europa, de acuerdo al Reglamento Delegado de la Unión Europea 666/2014 (EU, 2014).

La variación en el GWP del CH₄ es la causante de la mayoría de las diferencias observadas, siendo éstas más evidentes en los escenarios más intensivos en la emisión de este gas, es decir, aquellos en los que predominan las emisiones procedentes del vertedero. Así, en el escenario más extremo, LwBr, la HC es un 12% y un 33% mayor al considerar IPCC (2013) frente a IPCC (2007) e IPCC (1995), respectivamente. Para el resto de los escenarios, las variaciones son poco significativas.

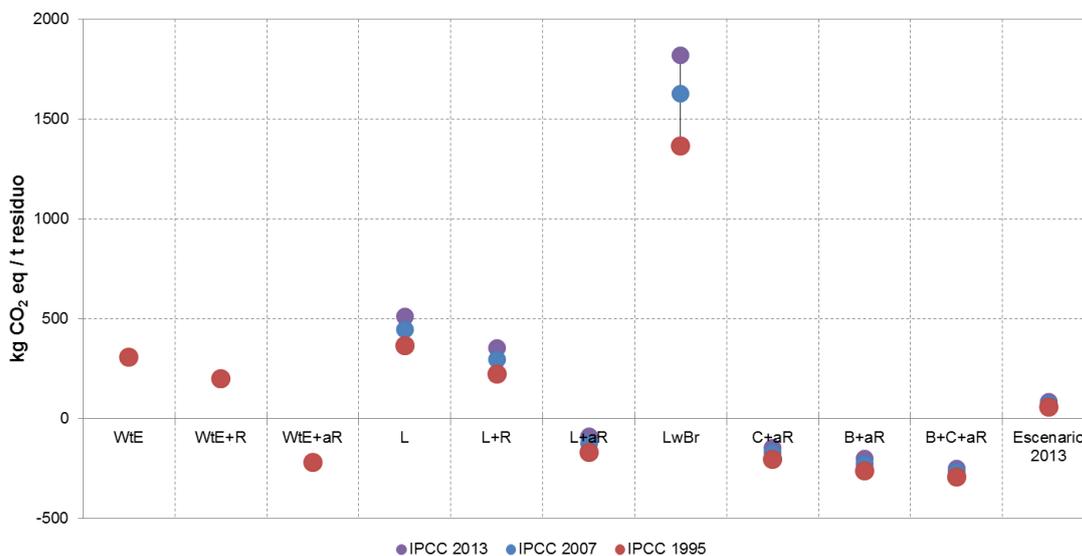


Fig. 5. AS: influencia del GWP considerado



4. Conclusiones

Este estudio tiene por objeto determinar la huella de carbono (HC) de la etapa de tratamiento de los residuos urbanos en un núcleo urbano europeo, tomando como ejemplo la ciudad de Madrid en el año 2013, y compararla con 10 escenarios alternativos de gestión. Esta aproximación, permite determinar el impacto en cambio climático (CC) de la gestión de los residuos urbanos y su situación relativa respecto a otros posibles escenarios. La comparación permite evaluar si se está en la senda correcta para reducir el impacto ambiental.

Así, se determina que el escenario 2013 presenta una HC igual a $224 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/t}_{\text{res}}$; una reducción del 88% respecto a la situación más desfavorable (escenario LwBr), aquella en la que los residuos municipales se llevan por completo a vertedero sin recuperación de biogás. El escenario con un menor impacto ambiental en CC es el escenario B+C+aR, con una HC de $-249 \text{ kg CO}_2 \text{ eq/t}_{\text{res}}$. Estos dos escenarios extremos, son ideales e hipotéticos, dado que suponen una separación del 100% de las distintas fracciones recogidas, y su completa gestión bajo un tratamiento u otro; niveles de segregación imposibles de conseguir desde un punto de vista práctico. De acuerdo a los resultados obtenidos, el impacto en CC generado por el sistema de gestión de la ciudad de Madrid está notablemente más próximo a la mejor de las situaciones que a la más desfavorable de ellas, lo que evidencia el éxito de los planes y programas implementados a nivel local (AM, 2014c, 2012, 2008), regional (CM, 2014, 2006) y nacional (MARM, 2009).

Los resultados obtenidos evidencian que la recuperación de los materiales reciclables presentes en las cuatro fracciones de residuos domiciliarios, en combinación con tratamientos biológicos o WtE, son las opciones que generan un menor impacto en CC: escenarios B+C+aR, B+aR WtE+aR. Su HC presenta valores negativos como consecuencia de que e-GEI son muy superiores a las emisiones provocadas (d-GEI+i-GEI).

El escenario B+aR consigue reducir notablemente su HC respecto al escenario 2013. Este hecho se debe a que el tratamiento de digestión anaerobia presenta un digesto como residuo, todavía rico en materia orgánica, que ha de ser gestionado en vertedero. El aprovechamiento de ese digesto junto con residuos de poda y jardinería en un tratamiento de compostaje, escenario B+C+aR, evita ese depósito en vertedero y además genera un producto con valor añadido: compost que puede reemplazar al uso de fertilizantes inorgánicos.

El escenario WtE+aR presenta una HC que se sitúa entre la obtenida para los escenarios biológicos. Según este escenario, la totalidad de materiales recuperables son separados y se lleva a incineración el resto de materias constituyentes. Bajo estas hipótesis, el carbono fósil de los residuos llevados al tratamiento WtE es muy bajo, provocando el descenso de d-GEI del escenario, a pesar de incrementarse notablemente la cantidad de combustible auxiliar empleado.

Durante el estudio se han evidenciado algunas limitaciones. La primera de ellas está relacionada con la falta de información específica sobre los consumos energéticos de las plantas de clasificación y recuperación de materiales, compostaje y digestión anaerobia,



teniendo que recurrir a datos bibliográficos para su estimación. Otra limitación del estudio está relacionada con las capacidades de producción instaladas, dado que no se ha considerado el posible incremento de capacidad necesario (y su impacto ambiental) en alguno de los escenarios alternativos planteados.

Este trabajo se ha centrado en determinar la HC de la etapa de tratamiento de los residuos urbanos. Las etapas de pre-recogida, recogida y transporte también se han evaluado en el seno de esta investigación y sus resultados se están publicando. Respecto a trabajos futuros y dada la dependencia de los resultados del ACV de las condiciones locales (Gentil et al., 2010; Laurent et al., 2014), el estudio se puede extender a otras ciudades. Siguiendo la misma metodología y planteando escenarios alternativos similares, se pueden comparar los resultados para distintas ciudades y determinar la dependencia de los mismos en cuanto a las condiciones particulares de un determinado entorno geográfico. Parámetros como la generación, la composición y la tipología de sistemas de recogida implementados están condicionados por múltiples variables tales como población, densidad de población, poder adquisitivo de los habitantes, actividad productiva (tanto comercial como industrial), etc. (UPM-FEMP-ECOEMBES, 2014). Asimismo, el consumo y tipo de energía empleada para cubrir las necesidades de cada instalación, están condicionados por los precios de mercado y la política energética de un determinado país, región o ciudad. La extensión a otras ciudades permitiría dar una respuesta más global sobre el impacto en cambio climático de las distintas formas de gestión.

5. Agradecimientos

Este trabajo forma parte de Proyecto de I+D+I “Optimización de la gestión de residuos municipales” (número de referencia CTQ2013-48280-C3-2-R) financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad.

6. Referencias

- Ayuntamiento de Madrid (AM), 2015a. Inventario de emisiones de contaminantes a la atmósfera en la Ciudad de Madrid 1999-2013. Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad del Ayuntamiento de Madrid, Diciembre 2015.
- Ayuntamiento de Madrid (AM), 2015b. Balance Energético de la Ciudad de Madrid, año 2013. Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad del Ayuntamiento de Madrid, Octubre 2015.
- Ayuntamiento de Madrid (AM), 2014a. Memoria de actividades de los Servicios de la Dirección General de zonas verdes, limpieza y residuos, Año 2013. Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad del Ayuntamiento de Madrid.
- Ayuntamiento de Madrid (AM), 2014b. Memoria de Actividades de la Dirección General del Parque Tecnológico de Valdemingómez – Año 2012. Dirección General del Parque Tecnológico de Valdemingómez (DGPTV), Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad, Ayuntamiento de Madrid.



- Ayuntamiento de Madrid (AM), 2014c. Plan de Uso Sostenible de la Energía y Prevención del Cambio Climático-Horizonte 2020. Agencia de la Energía de la Ciudad de Madrid. Ayuntamiento de Madrid, Mayo 2014.
- Ayuntamiento de Madrid (AM), 2012. Plan de calidad del aire de la ciudad de Madrid 2011–2015. Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad del Ayuntamiento de Madrid, Abril 2012.
- Ayuntamiento de Madrid (AM), 2008. Plan de Uso Sostenible de la Energía y Prevención del Cambio Climático de la Ciudad de Madrid. Área de Gobierno de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Madrid, Febrero 2008.
- Bernstad, A., la Cour Jansen, J., 2012. Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements. *Waste Manage.* 32, 2439-2455. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.023>
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Manage.* 30, 2383–2395. doi:10.1016/j.wasman.2010.03.001
- Bovea, M.D. and Powell, J.C., 2006. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *J. Environ. Manage.* 79, 115-132. doi:10.1016/j.jenvman.2005.06.005
- British Standards Institution (BSI), 2013. PAS 2070:2013: Specification for the assessment of greenhouse gas emissions of a city Direct plus supply chain and consumption-based methodologies. BSI Standards Limited 2013.
- British Standards Institution (BSI), 2011. PAS 2050:2011 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. BSI Standards Limited 2011.
- Buratti, C., Barbanera, M., Testarmata, F., Fantozzi, F., 2015. Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: an Italian case study. *J. Clean. Prod.* 89, 125-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.012>
- Budzianowski, W. M., 2016- A review of potential innovations for production, conditioning and utilization of biogas with multiple-criteria assessment. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 54, 1148–1171. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.054>
- Cadena, E., Colon, J., Artola, A., Sanchez, A., Font X., 2009. Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Ass.* 14, 401-410. doi: 10.1007/s11367-009-0107-3
- Cleary, J., 2009. Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environ. Int.* 35, 1256–1266. doi:10.1016/j.envint.2009.07.009
- Comunidad de Madrid (CM), 2014. Estrategia de calidad del aire y cambio climático de la Comunidad de Madrid 2013-2020. Plan Azul +. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid, Abril 2014.



- Comunidad de Madrid (CM), 2006. Plan Regional de Residuos Urbanos de la Comunidad de Madrid 2006-2016. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid.
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., Finnveden, G., 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Manage.* 27, 989–996. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.015
- European Commission (EC), 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council, of 19 November 2008, on waste and repealing certain Directives (Waste Framework Directive).
- European Commission, Joint Research Centre and Institute for Environment and Sustainability (EC-JRC-IES), 2012. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. doi: 10.2788/87727
- European Commission (EC), 2006. Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration.
- European Environment Agency (EEA), 2016. Circular economy in Europe. Developing the knowledge base. EEA Technical Report No. 2/2016.
- European Environment Agency (EEA), 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook-2013. EEA Technical Report No. 12/2013.
- European Union (EU), 2014. Reglamento delegado (UE) 666/2014 de la Comisión, de 12 de marzo de 2014 que establece los requisitos sustantivos para el sistema de inventario de la Unión y toma en consideración las modificaciones de los potenciales de calentamiento global y las directrices sobre inventarios acordadas internacionalmente con arreglo al Reglamento (UE) no 525/2013 del Parlamento Europeo y del Consejo.
- European Union (EU), 2013. Decision No 1386/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 ‘Living well, within the limits of our planet’.
- Erses Yay, A. S., 2015. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *J. Clean. Prod.* 94, 284-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>
- Fernández-Nava, Y., del Río, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., Mara, E., 2014. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *J. Clean. Prod.* 81, 178-189. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.008>
- Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P.O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Li, R., Christensen, T. H., 2010. Models for waste life cycle assessment: review of technical assumptions. *Waste Manage.* 30, 2636–2648. doi:10.1016/j.wasman.2010.06.004
- Gómez, A. Zubizarreta, J., Rodrigues M., Dopazo, C., Fueyo, N., 2010. Potential and cost electricity generation from human and animal waste in Spain. *Renew. Energ.* 35, 498-505. doi: 10.1016/j.renene.2009.07.027



- Güereca, L. P., Gasso, S., Baldasano, J.M., Jiménez-Guerrero, P., 2006. Life cycle assessment of two bio-waste management systems for Barcelona, Spain. *Resour. Conserv. Recy.* 49, 32–48. doi:10.1016/j.resconrec.2006.03.009
- Habib, K., Schmidt, J.H., Christensen, P., 2013. A historical perspective of Global Warming Potential from Municipal Solid Waste Management. *Waste Manage.* 33, 1926–1933. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.04.016>
- Herva, M., Neto, B., Roca, E., 2014. Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal). *J. Clean. Prod.* 70, 183–193. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.007>
- Instituto Nacional de Estadística (INE), 2015a. Cifras Oficiales de Población de los Municipios Españoles: Revisión del Padrón Municipal, Diciembre 2015.
- Instituto Nacional de Estadística (INE), 2015b. Estadística sobre recogida y tratamiento de residuos. Recogida de residuos urbanos - Año 2013, Diciembre 2015.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013. Intergovernmental Panel on Climate Change, Fifth Assessment Report: Climate Change.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report: Climate Change.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change, Third Assessment Report: Climate Change.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. IPCC-OECD-IEA, 2000.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1995. Intergovernmental Panel on Climate Change, Second Assessment Report: Climate Change.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1990. Intergovernmental Panel on Climate Change, First Assessment Report: Climate Change.
- International Organization for Standardization (ISO), 2013. Gestión Ambiental. Gases de efecto invernadero. Huella de carbono de productos. Requisitos y directrices para cuantificación y comunicación. (ISO/TS 14067:2013). Ginebra, Suiza.
- International Organization for Standardization (ISO), 2006a. Gestión Ambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y marco de referencia (ISO 14040:2006). Ginebra, Suiza.
- International Organization for Standardization (ISO), 2006b. Gestión Ambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y directrices (ISO 14044:2006). Ginebra, Suiza.



- Jefatura del Estado (JE), 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Koneczny, K., Pennington D., 2007. Life cycle thinking in waste management: summary of European Commission's Malta 2005 workshop and pilot studies. *Waste Manage.* 27, 592–597. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.020
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., Christensen, T. H., 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Manage.* 34, 573-588
- Liamsanguan, C., Gheewala, S.H., 2008. LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems. *J. Environ. Manage.* 87, 132–138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.003>
- López, J.M., Gómez, A., Aparicio, F., Sánchez, F.J., 2009. Comparison of GHG emissions from diesel, biodiesel and natural gas refuse trucks of the City of Madrid. *Appl. Energ.* 86, 610–615. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2008.08.018>
- Lumbreras, J., Pérez, J., Borge, R., Valdés, M., Rodríguez, M.E., Querol, X., Cristóbal, A., 2009. La contribución del gas natural a la reducción de emisiones a la atmósfera en España. Fundación Gas Natural, ISBN: 978-84-613-5258-5.
- Manfredi, S., Pant, R., 2013. Improving the environmental performance of bio-waste management with life cycle thinking (LCT) and life cycle assessment (LCA). *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18, 285-291. doi: 10.1007/s11367-012-0497-5
- Manfredi, S., Pant, R., Pennigton, D.W., Versman, A., 2011. Supporting environmentally sound decisions for waste management with LCT and LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 16, 937-939. doi: 10.1007/s11367-011-0315-5
- Martínez-Blanco, J., Colon, J., Gabarrell, X., Font, X., Sanchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Manage.* 30, 983–994. doi:10.1016/j.wasman.2010.02.023
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), 2015. Inventario de gases de efecto invernadero de España, sumario 1990-2013. Dirección General de Calidad y Evaluación ambiental del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Enero 2015.
- Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM), 2009. Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008-2015.
- Ministerio de Industria, Energía y Turismo (MINETUR), 2014. La Energía en España – Año 2013.
- Muñoz, I., Rieradevall, J., Doménech, X., Milà, L.L., 2004. LCA application to integrated waste management planning in Guipuzkoa (Spain). *Int. J. Life Cycle Ass.* 9, 272–280. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.04.156>



- Parkes, O., Lettieri, P., David, I., Bogle, L., 2015. Life cycle assessment of integrated waste management systems for alternative legacy scenarios of the London Olympic Park. *Waste Manage.* 40, 157–166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.017>
- Plevin, R.J., Delucchi, M.A., Creutzig, F., 2013. Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *J. Ind. Ecol.* 18, 1, 73–83. doi:10.1111/jiec.12074
- Red Eléctrica de España (REE), 2014. El Sistema eléctrico español 2013. Abril 2014.
- Rigamonti, L., Grosso, M., Giugliano, M., 2009. Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. *Waste Manage.* 29, 934–944. doi:10.1016/j.wasman.2008.06.005
- Schmidt, J.H., 2010. Challenges relating to data and system delimitation in Life Cycle Assessments of food products. In: Sonnesen, U., Berlin, J., Ziegler, F. (Eds.), *Environmental assessment and management in the food industry: Life cycle assessment and related approaches*. Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition No. 194. ISBN 978-1-84569-552-1, 83–97.
- Song, Q., Wang, Z., Li, J., 2013. Environmental performance of municipal solid waste strategies based on LCA method: a case study of Macau. *J. Clean. Prod.* 57, 92-100. doi:10.1016/j.jclepro.2013.04.042
- Universidad Politécnica de Madrid (UPM), Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP) y Ecoembalajes España, S.A. (ECOEMBES), 2014. Guía técnica sobre la gestión de residuos municipales.
- Vedrenne, M., Pérez, J., Lumbreras, J., Rodríguez, M.E., 2014. Life cycle assessment as a policy-support tool: The case of taxis in the city of Madrid. *Energ. Policy* 66, 185-197. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.073>
- Vergara, S.E., Damgaard, A., Horvath, A., 2011. Boundaries matter: Greenhouse gas emission reductions from alternative waste treatment strategies for California's municipal solid waste. *Resour. Conserv. Recy.* 57, 87–97. doi:10.1016/j.resconrec.2011.09.011
- World Resources Institute (WRI), 2014. *Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories. An Accounting and Reporting Standard for Cities*. World Resources Institute, C40 Cities Climate Leadership Group and ICLEI Local Governments for Sustainability.