

## **Hacia un modelo de optimización tecno-económica del ciclo de vida de la gestión integral de los residuos municipales**

Ioan-Robert Istrate<sup>1\*</sup>, Diego Iribarren<sup>1</sup>, Jose-Luis Gálvez-Martos<sup>1</sup>, Javier Dufour<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Unidad de Análisis de Sistemas, IMDEA Energía

<sup>2</sup> Grupo de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Rey Juan Carlos

\* [robert.istrate@imdea.org](mailto:robert.istrate@imdea.org)

### **Resumen**

Una de las prioridades de Europa en materia de sostenibilidad es convertir los residuos en recursos que puedan ser reintroducidos en el mercado como materia prima, reduciendo de esta manera los impactos ambientales y la presión sobre los recursos naturales. Para ello, la Comisión Europea ha establecido una serie de objetivos con el fin de aumentar la tasa de reutilización y reciclaje de los residuos municipales o residuos sólidos urbanos (RSU) y reducir su disposición en vertederos. España, al igual que otros Estados Miembros, está todavía lejos de cumplir con estos objetivos, debido en gran medida a la complejidad del sistema de gestión de RSU y su planificación. En este contexto, resulta necesario el desarrollo y aplicación de herramientas analíticas que faciliten la toma de decisiones. Por ello, la Unidad de Análisis de Sistemas de IMDEA Energía está desarrollando un modelo de optimización tecno-económica y socio-ambiental de la gestión de RSU. Considerando todas las fracciones de RSU generadas en una determinada región, todas las etapas de su gestión integral y un amplio abanico de alternativas tecnológicas para cada etapa, el modelo permitiría identificar la estrategia a seguir para cumplir con los objetivos establecidos con el mínimo coste social. El objetivo es que esta herramienta sirva de apoyo a las administraciones competentes a la hora de desarrollar sus planes de gestión de RSU. En este artículo se discuten los principales desafíos con respecto al marco metodológico de esta herramienta.

## 1. Introducción

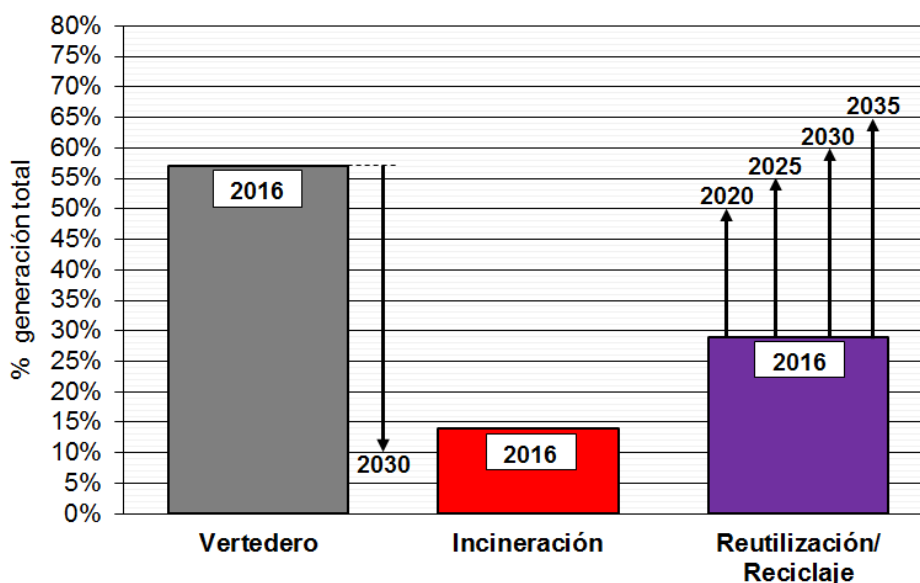
La gestión de los residuos municipales o residuos sólidos urbanos (RSU) es una de las principales preocupaciones ambientales a nivel mundial. Esta actividad es responsable de aproximadamente el 5% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI), principalmente debido a la generación de metano en vertederos (Bogner et al., 2007). Durante la gestión de estos residuos también se pueden generar efectos adversos para la salud humana (WHO, 2016). Por ejemplo, la incineración de RSU es un foco emisor de dioxinas y metales pesados que pueden tener graves consecuencias para la salud humana (García-Pérez et al., 2013). Sin embargo, mediante una gestión integral de los RSU también es posible recuperar materiales y energía, reduciendo así la presión sobre los recursos naturales y los impactos ambientales ligados a la cadena de producción. La Comisión Europea está haciendo grandes esfuerzos para el establecimiento de políticas que fomenten la conversión de los RSU en recursos que puedan ser reintroducidos en el mercado como materia prima, siendo esta una de las prioridades en materia de sostenibilidad (Comisión Europea, 2011).

Por lo tanto, se espera que los Estados Miembros implementen estrategias de gestión sostenible de sus RSU. Sin embargo, la planificación de la gestión de los RSU es una tarea compleja debido a los múltiples flujos de residuos involucrados, diferentes en composición y propiedades, así como al amplio abanico de esquemas de recogida y tratamiento. Además, las características de los RSU son muy variables en función de la región y el clima y, por lo tanto, no existe una solución óptima general a nivel europeo o nacional. Por otro lado, los elevados costes chocan con el limitado presupuesto del que suelen disponer las administraciones para este fin. En España, en concreto, la planificación de la gestión de los RSU no ha resultado efectiva. En 2016 se enviaron a vertedero el 57% del total generado y solamente el 29% se destinó a etapas de reutilización y reciclaje (Eurostat, 2018). Esta cifra está todavía lejos del 50% establecido como objetivo por la Directiva 2008/98/CE Marco de Residuos para 2020. A pesar de los ambiciosos objetivos establecidos en el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022 (MAGRAMA, 2015), a menos de dos años de 2020 previsiblemente no se cumplirá con el objetivo comunitario. Así, España deberá seguir trabajando para aumentar la tasa de reciclaje y reducir la de vertedero, pues los nuevos objetivos vinculantes serán de 55% para 2025, 60% para 2030 y 65% para 2035 (Parlamento Europeo, 2018). Además, en el nuevo Paquete de Economía Circular se propone la reducción del vertedero a un 10% de los RSU para 2030 (Comisión Europea, 2015) (Figura 1). También es importante considerar la revisión de la directiva de residuos<sup>1</sup> aprobada en 2018, en la que se proponen, entre otras medidas, una serie de modificaciones en la definición de residuo reciclado, lo que puede afectar a la contabilidad de tratamientos de RSU aplicada actualmente en España.

Tanto para cumplir con los objetivos comunitarios como para el desarrollo sostenible del país, España deberá aumentar su tasa de reutilización y reciclaje en más del doble y buscar alternativas para los residuos que actualmente acaban en vertedero (Figura 1). Esto supone un gran desafío, sobre todo si se considera el relativamente corto intervalo de tiempo disponible. Resulta, por tanto, esencial para las administraciones competentes contar con información y herramientas que faciliten la toma de decisiones en el desarrollo de sus planes regionales de gestión.

---

<sup>1</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32018L0851>



**Figura 1.** La gestión de RSU en España en 2016 y objetivos a cumplir.

Por tanto, se hace necesario el establecimiento de herramientas analíticas que permitan identificar las estrategias a adoptar para cumplir con los objetivos establecidos. En este artículo se presentan los primeros avances realizados por la Unidad de Análisis de Sistemas (UAS) de IMDEA Energía hacia el desarrollo de una herramienta que responda a esta necesidad. En la *Sección 2* se realiza una revisión de los modelos y herramientas comúnmente usados para la planificación de la gestión de los RSU. Posteriormente, en la *Sección 3* se detalla el marco metodológico de la herramienta propuesta y se discuten los principales desafíos. Finalmente, en la *Sección 4* se exponen las aplicaciones previstas.

## 2. Técnicas de análisis de la gestión de RSU

De acuerdo con Pires et al. (2011), los modelos y herramientas comúnmente empleados para la planificación de la gestión de RSU se pueden clasificar en modelos de sistemas ingenieriles y herramientas analíticas. La primera categoría incluye los modelos de simulación y optimización, y su objetivo es el diseño y optimización de un sistema de acuerdo con uno o varios objetivos sujetos a una serie de restricciones. La segunda categoría abarca el análisis del ciclo de vida (ACV), el análisis del flujo de materiales (AFM) o la evaluación del impacto ambiental. Estas herramientas sirven para analizar un sistema existente, la situación en el pasado o una hipotética situación futura. En la Tabla 1 se muestran los diferentes modelos y herramientas junto con su popularidad en Europa y España (Pires et al., 2011). Su utilización en España es todavía muy limitada, tanto a nivel de investigación como para el apoyo a la toma de decisiones. Por el contrario, los países europeos con alta tasa de reciclaje utilizan este tipo de herramientas en su toma de decisiones. Por ejemplo, el ACV se ha aplicado sistemáticamente para la planificación de la gestión de los RSU en la ciudad de Malmö durante la última década (Bernstad Saraiva Schott et al., 2013).

El ACV es la herramienta más popular, tanto a nivel europeo como en España, para la evaluación de impacto ambiental asociado a la gestión de RSU. Se trata de una metodología estandarizada ampliamente utilizada en el sector de la gestión de residuos (Laurent et al., 2014) y que cuenta con el apoyo de la Directiva Marco de Residuos, que recomienda su utilización para justificar cualquier desviación con respecto a la jerarquía

de residuos. El ACV se utiliza comúnmente en la gestión de RSU tanto para evaluar el desempeño ambiental del sistema existente como durante la etapa de planificación para comparar varios escenarios desde el punto de vista ambiental. En la literatura se pueden encontrar varios casos de estudio a nivel de España. Por ejemplo, Bovea et al. (2010) compara un amplio abanico de alternativas para la gestión de residuos en Castellón de la Plana. Bueno et al. (2015) evalúan, para el caso de Gipuzkoa, la viabilidad ambiental de incinerar la fracción restos frente a la implantación de un tratamiento mecánico-biológico. Rodríguez et al. (2016) evalúan la huella de carbono de la gestión de los RSU en la ciudad de Madrid. Por otro lado, Gálvez-Martos et al. (2017) analizan el efecto sobre las emisiones de GEI de la introducción de la recogida selectiva de la fracción orgánica en la ciudad de Madrid. A día de hoy también existen varias herramientas dedicadas exclusivamente al ACV de la gestión de RSU (Gentil et al., 2010). La más conocida y empleada es EASETECH, desarrollada por la Universidad Técnica de Dinamarca (Kirkeby et al., 2006). A nivel de España, la UAS de IMDEA Energía ha desarrollado el modelo *ECR<sup>3</sup>-Madrid*, un modelo para el cálculo de indicadores ambientales asociados al sistema de gestión de los RSU de la ciudad de Madrid (Gálvez-Martos et al., 2017).

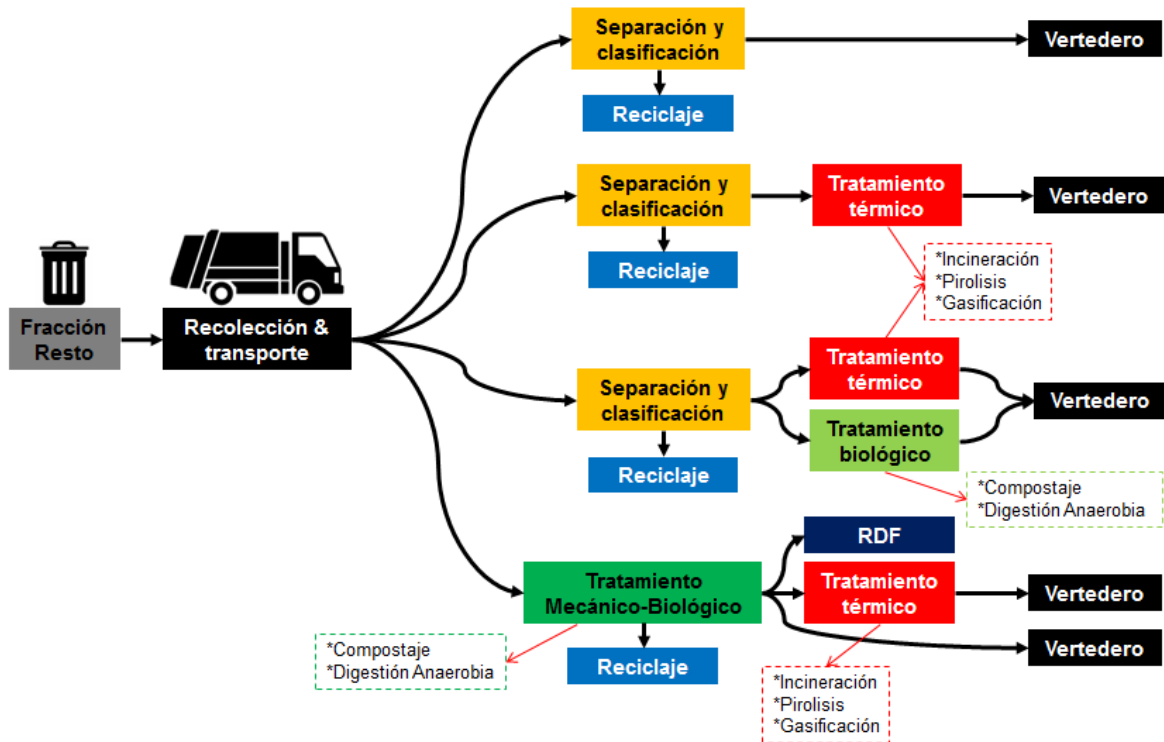
**Tabla 1.** Modelos y herramientas para la planificación de la gestión de residuos y su popularidad en Europa y España de acuerdo con Pires et al. (2011).

Tipo de modelos y herramientas	Popularidad Europa	Popularidad España
<b>Modelos de sistemas ingenieriles</b>		
Análisis coste-beneficio	Media	Nula
Modelos de optimización	Media	Nula
Modelos de simulación	Baja	Nula
Modelos de previsión	Baja	Baja
Integración de modelos	Baja	Nula
<b>Herramientas analíticas</b>		
Sistemas de gestión de la información	Alta	Nula
Desarrollo de escenarios	Baja	Nula
Análisis de flujo de materiales	Media	Baja
Análisis del ciclo de vida	Alta	Baja
Análisis de riesgo	Media	Nula
Evaluación de impacto ambiental	Baja	Nula
Análisis ambiental estratégico	Media	Nula
Análisis socio-económico	Media	Nula
Análisis de sostenibilidad	Alta	Nula

Popularidad: Alta: >20 estudios; Media: 10-20 estudios; Baja: <10 estudios; Nula: 0 estudios

Sin embargo, la toma de decisiones con respecto a la gestión de residuos basada exclusivamente en los resultados del ACV presenta dos grandes limitaciones. Por un lado, mediante el enfoque tradicional de ACV se considera únicamente el desempeño ambiental del sistema, pudiendo llegar a la situación en la cual el sistema propuesto es el mejor ambientalmente, aunque inviable económicamente. Por otro lado, la práctica habitual consiste en analizar varios escenarios predefinidos por el analista. Por ejemplo, Bovea et al. (2010) analizan un total de 24 escenarios para el caso de Castellón de la Plana. Por lo tanto, mediante el ACV no se suelen considerar todas las rutas que pueden seguir cada una de las fracciones de RSU, que por otra parte resulta extremadamente complejo debido a las múltiples combinaciones posibles. En la Figura 2 se muestran, a modo de ejemplo, 4 posibles rutas para la fracción restos. Estas rutas difieren en el tratamiento aplicado (disposición final, tratamiento térmico, tratamiento biológico o una

combinación de estos dos), en la tecnología utilizada (incineración, pirólisis, gasificación, compostaje o digestión anaerobia) o en los productos obtenidos (electricidad, calor, biogás o una combinación de estos). En definitiva, tal como señalan Tascione & Raggi (2012), por muy bien definidos que estén los escenarios propuestos, es probable que el mejor escenario no se haya incluido en el ACV.



**Figura 2.** Rutas alternativas para la gestión de la fracción resto.

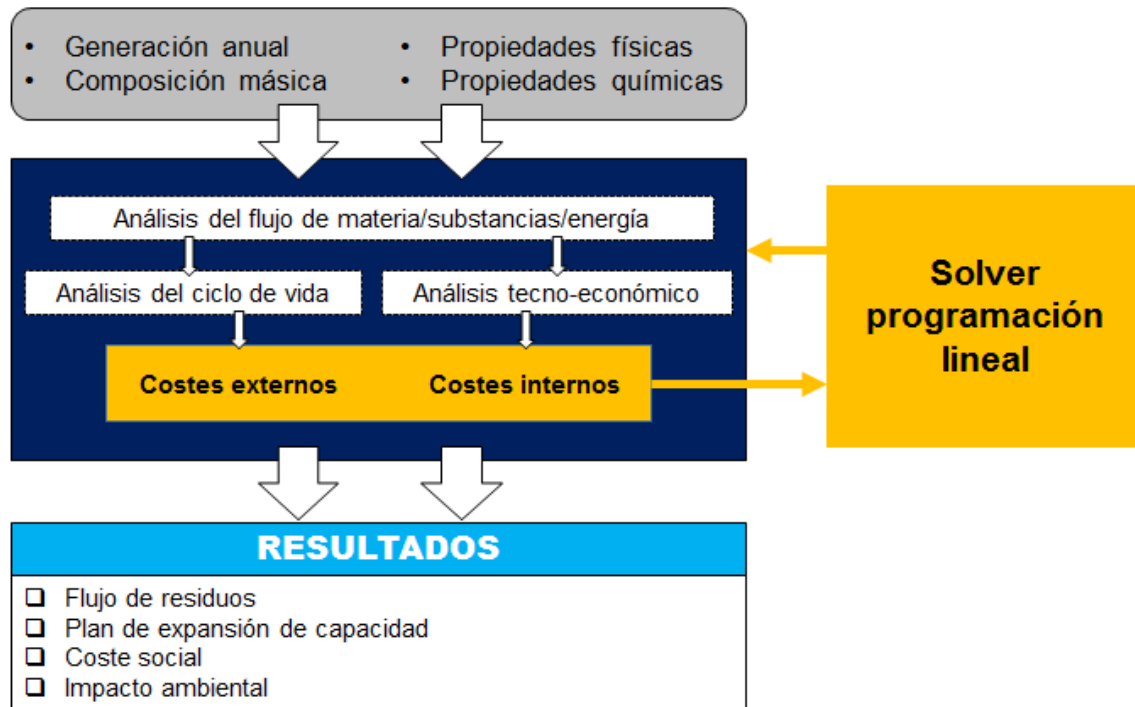
Con el fin fortalecer los procesos de toma de decisiones para la planificación de la gestión de RSU, surge la necesidad de incorporar marcos metodológicos que vayan más allá del enfoque tradicional de ACV (Cobo et al., 2018; Pires et al., 2011; Tascione & Raggi, 2012). En particular, la integración del ACV con modelos de optimización está despertando un gran interés. Este tipo de herramientas, en lugar de analizar un número limitado de escenarios, permitirían abarcar todas las alternativas para, finalmente, determinar el sistema capaz de alcanzar el mejor resultado posible para la función objetivo establecida, que puede minimizar los costes de gestión y/o minimizar el impacto ambiental. A día de hoy existen varios modelos de este tipo. *Solid Waste Optimization Life-Cycle Framework* (SWOLF) es un modelo que permite optimizar la gestión de residuos durante un horizonte temporal (30 años) para minimizar los costes y los impactos ambientales (Levis et al., 2013). SWOLF determina el sistema óptimo como una solución a un problema matemático de programación lineal, al igual que otros trabajos previos como el modelo OptiWaste (Münster et al., 2015) o el modelo desarrollado por Tascione et al. (2016). La programación lineal se basa en la minimización o maximización de una función lineal (función objetivo) sujeta a una serie de restricciones expresadas mediante ecuaciones o inecuaciones también lineales. El uso de técnicas de programación lineal es muy popular en este tipo de modelos gracias a su menor complejidad en comparación con la programación no-lineal. Roberts et al. (2018) presentan el modelo *Solid Waste Infrastructure Modelling System* (SWIMS), el primer modelo de optimización no-lineal para la planificación de la gestión de RSU.

Todos estos trabajos han confirmado las ventajas del uso combinado del ACV y los modelos de optimización. Sin embargo, estos modelos también presentan una serie de limitaciones. En primer lugar, la cartera de tecnologías de estos modelos es generalmente muy limitada, excluyendo tecnologías emergentes con alto potencial como la pirólisis. Puesto que el objetivo de estos modelos es servir de apoyo en la planificación a largo plazo, es inherente a ellos la necesidad de integrar tecnologías emergentes. En segundo lugar, los aspectos ambientales considerados suelen limitarse a las emisiones de GEI. Aunque el cambio climático es una prioridad en la agenda política a día de hoy, para el sector de la gestión de RSU resulta especialmente relevante la consideración de las emisiones de sustancias que puedan afectar a la salud humana. Por último, la definición de la función objetivo supone una gran limitación en el alcance de estos modelos, pues resulta complejo definir una función objetivo acorde al objetivo último de un sistema integral de gestión de RSU, es decir, minimizar los impactos sobre el medio ambiente y la salud humana a la vez que maximizar la cantidad de recursos recuperados con el mínimo coste. Por ejemplo, en el modelo SWIMS se puede elegir el criterio de optimización, siendo algunas de las opciones: (i) minimizar coste, emisiones de GEI y el uso de procesos no deseados; o (ii) maximizar la recuperación energética y de materiales.

La solución a estas dos últimas limitaciones podría venir desde el campo de los costes externos. Los costes externos representan el valor monetario de los daños causados al medio ambiente y la salud humana como consecuencia de la actividad de un determinado sector económico. La suma de los costes externos y los costes internos se conoce como el coste social de la actividad. De este modo, considerando el coste social como función objetivo sería posible integrar el concepto de sostenibilidad en la optimización. Esta práctica es muy común en los modelos de optimización de sistemas energéticos. Varios estudios ya han demostrado las ventajas de la internalización de los costes externos, destacando la mejora de la competitividad económica de las tecnologías más limpias o la mejora del perfil ambiental del sistema (García-Gusano et al., 2018). Por el contrario, el uso de los costes externos en el sector de la gestión de residuos está todavía por explorar. Por ejemplo, el trabajo realizado por Martínez-Sánchez et al. (2017) demuestra la aplicabilidad de los costes sociales de la gestión de residuos en el modelo SWOLF. Sin embargo, la internalización de los costes externos no es una solución exenta de problemas, principalmente debido a la complejidad que conlleva asignar un valor monetario a los daños causados al medio ambiente y la salud humana. Por lo tanto, es necesario profundizar aún más en este campo con el fin de fomentar su uso como una herramienta para la sostenibilidad en la planificación de la gestión de residuos.

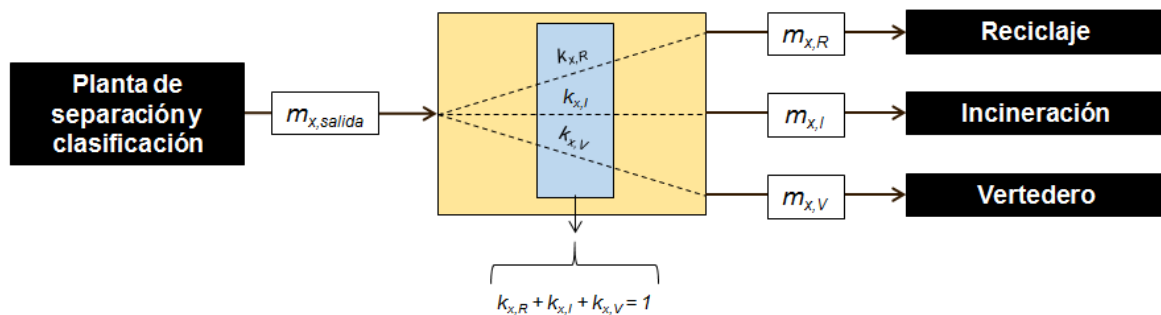
### **3. Herramienta para la optimización del coste social de la gestión de RSU**

En la Figura 3 se muestra la representación esquemática de la herramienta, que combina varios de los modelos y análisis mostrados en la Tabla 1. El objetivo es desarrollar una herramienta flexible que pueda adaptarse a las particularidades de cada región. La herramienta permitirá identificar la ruta que deberá seguir cada fracción de RSU desde la recogida y transporte hasta la disposición final para minimizar el coste social del sistema, que constituye el foco de la función objetivo. Los costes internos del sistema representan la suma de los costes de operación y los costes de capital menos los ingresos por la recuperación de materiales y energía y se calculan a partir del análisis tecno-económico. Por su parte, los costes externos se calculan a partir del inventario de ciclo de vida (ICV), contabilizando tanto los costes externos generados, como los evitados gracias a la recuperación de materiales y energía.



**Figura 3.** Representación esquemática de la herramienta.

Por otro lado, la herramienta calculará la proporción másica de cada fracción de RSU destinada a cada tratamiento. Por ejemplo, en la Figura 4 la cantidad de la fracción de RSU  $x$  a la salida de la planta de separación y clasificación que se destina a reciclaje ( $m_{x,R}$ ), incineración ( $m_{x,I}$ ) y vertedero ( $m_{x,V}$ ) es proporcional a los coeficientes  $k_{x,R}$ ,  $k_{x,I}$  y  $k_{x,V}$  calculados por la optimización. Por último, la herramienta calculará las categorías de impacto del sistema óptimo a partir de su ICV. Por lo tanto, los correspondientes resultados que facilitará la herramienta son: (i) el flujo de residuos a través del sistema, incluyendo la separación en origen, la distribución entre tratamientos y el destino final; (ii) el plan de expansión de capacidad cuando sea necesario; (iii) el coste social del sistema; y (iv) el impacto ambiental del sistema.

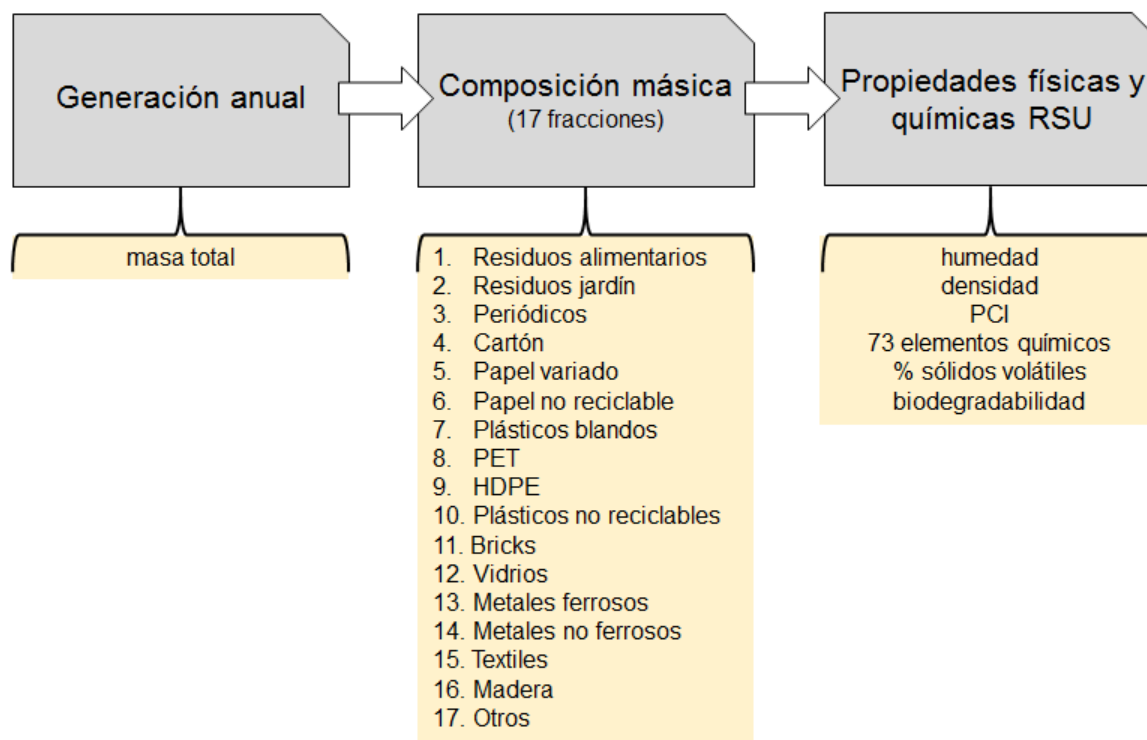


**Figura 4.** Representación esquemática de la distribución de RSU entre los tratamientos en la herramienta.

A continuación, se discuten varios de los aspectos metodológicos clave y los principales desafíos para el desarrollo de esta herramienta.

### 3.1. Caracterización de los RSU

Es bien sabido que las propiedades de los RSU pueden ser muy diferentes dependiendo de la región y el clima. Para adaptar la herramienta a cada caso de estudio, el usuario podrá modificar los parámetros que caracterizan los RSU. En la Figura 5 se muestra cómo se definen los RSU en la herramienta.



**Figura 5.** Caracterización de los RSU en la herramienta.

A día de hoy no hay disponible un inventariado exhaustivo de la composición másica y las propiedades físicas y químicas de los RSU en España. El Plan Piloto de Caracterización de Residuos Urbanos de Origen Domiciliario, llevado a cabo a petición del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, analiza la composición másica de los RSU atendiendo únicamente a las 4 fracciones generales: envases ligeros, papel y cartón, vidrio, fracción orgánica y restos (Applus, 2012). Por su parte, la Memoria de Actividades de la Dirección General del Parque Tecnológico de Valdemingómez del año 2013 considera 12 fracciones (Ayuntamiento de Madrid, 2013). Sin embargo, la composición de los residuos es determinante a la hora de evaluar las emisiones del sistema de gestión (Bisinella et al., 2017). Puesto que los costes externos dependen directamente de las emisiones, la composición de los RSU influye directamente en los resultados de la optimización. Se requiere, por tanto, una disgregación mucho más exhaustiva de las fracciones de RSU. Por ejemplo, es necesario distinguir los distintos tipos de plásticos (PET, HDPE, etc.) o la proporción de plásticos, papel y cartón no apta para reciclaje. No hacer estas consideraciones llevaría a sobreestimar el potencial de recuperación de materiales de nuestro sistema. En este sentido, la herramienta distinguirá entre las 17 fracciones de RSU propuestas en Riber et al. (2009). A su vez, cada fracción de RSU estará definida de acuerdo con sus propiedades físicas y químicas. El análisis elemental por defecto en la herramienta incluirá un total de 73 elementos químicos, de acuerdo con los datos de Götze et al. (2016).



### 3.2. Integración de tecnologías emergentes

Uno de los principales objetivos es que la herramienta incluya tecnologías emergentes que previsiblemente penetrarán en el sector de la gestión de RSU a medio y largo plazo. De acuerdo con Beyene et al. (2018), algunas de estas tecnologías podrían ser la pirólisis, la gasificación o la fermentación de RSU. A día de hoy, el uso de estas tecnologías con este fin no es frecuente, aunque sí se emplean en otros sectores. Por lo tanto, uno de los principales retos para la herramienta es la obtención de todos aquellos parámetros tecno-económicos y ambientales necesarios para modelizar estas tecnologías. Se prestará especial atención a la pirólisis de RSU, que está siendo vista como un sustituto potencial de la incineración, eliminando de este modo sus riesgos asociados para el medio ambiente y la salud humana (Chen et al., 2015). Una de las principales ventajas de la pirólisis sobre la incineración es la posibilidad de obtener una mayor variedad de productos con una mayor aplicación.

En este caso, el desarrollo de un modelo de composición química del residuo que, partiendo de su análisis elemental según se especifica en el apartado 3.1, formule una corriente de compuestos químicos es esencial en el modelado, simulación y análisis tecnoeconómico de tecnologías emergentes que prediga el rendimiento de cada tecnología. En este sentido, IMDEA Energía cuenta con las capacidades necesarias y una larga experiencia en la simulación de procesos, como la digestión anaerobia, la pirólisis o procesos hidrotérmicos, para su posterior integración en la herramienta.

### 3.3. Aspectos metodológicos del ACV

Las decisiones metodológicas en el ACV son un aspecto controvertido e influyen directamente en los resultados finales, siendo fuente de múltiples incertidumbres (Ran Finnveden, 1999). El aspecto más conflictivo para la gestión de residuos es el método que se utiliza para abordar la multifuncionalidad del sistema. La gestión de RSU es un sistema multifuncional ya que además de ofrecer el servicio de gestión de residuos también produce materiales y energía. Puesto que los impactos ambientales del sistema deben referirse a una unidad funcional (por ejemplo, impactos ambientales por tonelada de residuo gestionado o por MWh de electricidad generada), el analista debe decidir cómo asignar las cargas ambientales del sistema. En la literatura se suelen emplear dos métodos. Por un lado, está la asignación de cargas entre las distintas funciones del sistema (por ejemplo, gestionar residuos y generar electricidad) de acuerdo a una propiedad común, por ejemplo económica. Por otro lado, está el método de expansión del sistema, según el cual los co-productos (materiales recuperados y energía) del sistema sustituyen a otros productos semejantes en el mercado, evitando así los impactos ambientales asociados a su producción. La sustitución puede ser de tipo atribucional o consecuencial. El enfoque atribucional se emplea para evaluar el impacto ambiental de un sistema existente mientras que el consecuencial para evaluar las consecuencias ambientales de un cambio marginal. Puesto que la utilización de un programa de optimización implica previsiblemente una modificación del sistema actual, el enfoque más acertado sería el consecuencial. Por lo tanto, la herramienta utilizará el método de expansión de sistema, considerando tanto los impactos ambientales evitados como los costes externos evitados. No obstante, la herramienta permitirá realizar también el análisis atribucional.

Otro aspecto clave es la consideración de la contribución del carbono biogénico al calentamiento global (Christensen et al., 2009). A día de hoy no existe un consenso en este sentido y, por lo tanto, se espera transparencia sobre las decisiones tomadas así

como que se cumpla con el balance de carbono (Gentil et al., 2009). La aproximación más comúnmente empleada considera que las emisiones del CO<sub>2</sub> biogénico no contribuyen al calentamiento global. Por el contrario, otros autores defienden que las emisiones de CO<sub>2</sub> biogénico generadas por el sistema de gestión de residuos deben contribuir a su potencial de calentamiento global. De acuerdo con Vergara et al. (2011), generalmente los residuos no arrastran ninguna carga ambiental de los procesos previos a convertirse en un residuo y tampoco deben arrastrar ningún beneficio. Con el fin de adaptar la herramienta a cada caso de estudio, ambas aproximaciones estarán disponibles para el usuario.

### **3.4. Estimación de costes externos**

La estimación del valor monetario de los daños sobre el medio ambiente y la salud humana generados por la emisión de una determinada sustancia es una tarea compleja a la vez que controvertida. Los principales avances en este sentido vienen del sector energético. Durante los proyectos europeos ExterneE (<http://www.externe.info/>), NEEDS (<http://www.needs-project.org/>) y CASES (<http://www.feem-project.net/cases>) se han estimado los costes externos marginales de las emisiones de GEI y otros contaminantes atmosféricos (por ejemplo, €·kg<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub>). La herramienta incorporará los costes externos marginales de cada sustancia y los multiplicará por la cantidad emitida por el sistema de gestión de RSU (por ejemplo, kg CO<sub>2</sub>·kg<sup>-1</sup> RSU) para obtener los costes externos asociados a la gestión.

### **3.5. Análisis de incertidumbre**

Dada su complejidad, el análisis de un sistema de gestión de residuos está sujeto a múltiples incertidumbres, por ejemplo, las asociadas a la caracterización de los RSU, los parámetros tecnológicos, las decisiones metodológicas en el ACV o los valores de los costes externos. Para ello, la herramienta facilitará la simulación de incertidumbres de un amplio abanico de parámetros.

### **3.6. Perspectivas**

La etapa de recogida y transporte tiene el mayor coste para la gestión de RSU. Por otro lado, la localización de nuevas plantas es un aspecto delicado, especialmente si se trata de tratamientos poco aceptados socialmente (por ejemplo, incineración). Por lo tanto, la consideración de la dimensión espacial es un punto crítico en la planificación de la gestión de RSU. Para ello, la integración del modelo de optimización con técnicas de planificación territorial se baraja como una futura línea de desarrollo. El principal desafío en este sentido es la adaptación del modelo a la región caso de estudio por parte del usuario.

En el sector de la gestión de residuos, la planificación y el análisis prospectivo son fundamentales dada la elevada inversión necesaria y su largo período de operación. Además, la implantación será gradual y se deben contemplar posibles cambios futuros para cumplir con nuevos requisitos. Por lo tanto, un objetivo todavía más ambicioso es integrar el análisis prospectivo con el modelo de optimización. La principal dificultad es predecir la evolución de la composición de los residuos, la evolución tecnológica y los cambios en otros sectores económicos que interaccionan directamente con el sistema de gestión de RSU, como el sistema energético o la producción de materias primas. Un análisis prospectivo implicaría, por tanto, la modelización del contexto en el que operará el sistema en el futuro.

#### 4. Aplicaciones esperadas

Se espera que la herramienta desarrollada tenga aplicación en los siguientes campos:

- Apoyo a las administraciones locales en la toma de decisiones con respecto a sus planes de gestión de RSU.
- Evaluación del impacto de futuras políticas.
- Análisis de oportunidades de mercado para tecnologías emergentes.
- Uso del marco metodológico como referencia para el desarrollo de futuros modelos en otros ámbitos.

#### Bibliografía

Applus, 2012. Plan piloto de caracterización de residuos urbanos de origen domiciliario. Informe de resultados.

Ayuntamiento de Madrid, 2013. Memoria de Actividades de la Dirección General del Parque Tecnológico de Valdemingómez – año 2013. <https://www.madrid.es> (consultado 07 Noviembre 2018).

Bernstad Saraiva Schott, A., Aspegren, H., Bissmont, M., la Cour Jansen, J., 2013. Modern Solid Waste Management in Practice. SpringerBriefs in Applied Sciences and Technology. <https://doi.org/10.1007/978-1-4471-6263-6>

Beyene, H.D., Werkneh, A.A., Ambaye, T.G., 2018. Current updates on waste to energy (WtE) technologies: a review. *Renew. Energy Focus* 24, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2017.11.001>

Bisinella, V., Götze, R., Conradsen, K., Damgaard, A., Christensen, T.H., Astrup, T.F., 2017. Importance of waste composition for Life Cycle Assessment of waste management solutions. *J. Clean. Prod.* 164, 1180–1191. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.013>

Bogner, J., Ahmed, M.A., Diaz, C., Faaij, A., Gao, Q., Hashimoto, S., Mareckova, K., Pipatti, R., Zhang, T., 2007. Waste management, in: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.), *Climate Change 2007: Mitigation – Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 585–618.

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 Manag.* 30, 2383–2395. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.001>

Bueno, G., Latasa, I., Lozano, P.J., 2015. Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 51, 449–459. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.021>

Chen, D., Yin, L., Wang, H., He, P., 2015. Reprint of: Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. *Waste Manag.* 37, 116–136. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.022>

Christensen, T.H., Gentil, E., Boldrin, A., Larsen, A.W., Weidema, B.P., Hauschild, M., 2009. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Manag. Res.* 27, 707–715. <https://doi.org/10.1177/0734242X08096304>

Cobo, S., Dominguez-Ramos, A., Irabien, A., 2018. From linear to circular integrated waste management systems: a review of methodological approaches. *Resour. Conserv. Recycl.* 135, 279–295. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.003>

Comisión Europea, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. Comisión Europea, Bruselas.

Comisión Europea, 2011. Roadmap to Resources Efficient Europe. Comisión Europea, Bruselas.

Parlamento Europeo, 2018. New waste rules will make EU global front-runner in waste management and recycling. Comisión Europea, Bruselas.

Eurostat, 2018. Municipal waste by waste management operations. [https://ec.europa.eu/eurostat/en/web/products-datasets/-/ENV\\_WASMUN](https://ec.europa.eu/eurostat/en/web/products-datasets/-/ENV_WASMUN) (consultado 5 Noviembre 2018).

Gálvez-Martos, J.-L., Sánchez, I., Dufour, J., 2017. Modelo para el cálculo de indicadores del impacto ambiental de la recogida selectiva de residuos orgánicos en Madrid. *Rev. Técnica Medio Ambient.* 203, 46–53.

García-Gusano, D., Istrate, I.R., Iribarren, D., 2018. Life-cycle consequences of internalising socio-environmental externalities of power generation. *Sci. Total Environ.* 612, 386–391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.231>

García-Pérez, J., Fernández-Navarro, P., Castelló, A., López-Cima, M.F., Ramis, R., Boldo, E., López-Abente, G., 2013. Cancer mortality in towns in the vicinity of incinerators and installations for the recovery or disposal of hazardous waste. *Environ. Int.* 51, 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.10.003>

Gentil, E., Christensen, T.H., Aoustin, E., 2009. Greenhouse gas accounting and waste management. *Waste Manag. Res.* 27, 696–706. <https://doi.org/10.1177/0734242X09346702>

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 Manag.* 30, 2636–2648. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.004>

Götze, R., Pivnenko, K., Boldrin, A., Scheutz, C., Astrup, T.F., 2016. Physico-chemical characterisation of material fractions in residual and source-segregated household waste in Denmark. *Waste Manag.* 54, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.009>

Kirkeby, J.T., Birgisdottir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhandar, G.S., Hauschild, M., 2006. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Manag. Res.* 24, 3–15. <https://doi.org/10.1177/0734242X06062580>

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 Manag.* 34, 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>

Levis, J.W., Barlaz, M.A., DeCarolis, J.F., Ranjithan, S.R., 2013. A generalized multistage optimization modeling framework for life cycle assessment-based integrated solid waste management. *Environ. Model. Softw.* 50, 51–65. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.08.007>

MAGRAMA, 2015. Plan Estatal Marco De Gestión De Residuos (PEMAR) 2016-2022. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Martinez-Sanchez, V., Levis, J.W., Damgaard, A., DeCarolis, J.F., Barlaz, M.A., Astrup, T.F., 2017. Evaluation of Externality Costs in Life-Cycle Optimization of Municipal Solid Waste Management Systems. *Environ. Sci. Technol.* 51, 3119–3127. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06125>

Münster, M., Ravn, H., Hedegaard, K., Juul, N., Ljunggren Söderman, M., 2015. Economic and environmental optimization of waste treatment. *Waste Manag.* 38, 486–495. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.005>

Pires, A., Martinho, G., Chang, N. Bin, 2011. Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *J. Environ. Manage.* 92, 1033–1050. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024>

Ran Finnveden, G., 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resour. Conserv. Recycl.* 26, 173–187. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00005-1)

Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H., 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Manag.* 29, 1251–1257. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.013>

Roberts, K.P., Turner, D.A., Coello, J., Stringfellow, A.M., Bello, I.A., Powrie, W., Watson, G.V.R., 2018. SWIMS: A dynamic life cycle-based optimisation and decision support tool for solid waste management. *J. Clean. Prod.* 196, 547–563. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.265>

Rodríguez, J.P., de Andrés Almeida, J.M., Martín, J.L., Hurtado, M.E.R., 2016. Huella de carbono de los tratamientos de gestión de residuos municipales: comparación entre distintos escenarios de gestión. 13 Congr. Nac. Medio Ambient. - CONAMA 2016. *Comun. técnicas* 1–25.

Tascione, V., Mosca, R., Raggi, A., 2016. Optimizing the environmental performance of integrated waste management scenarios by means of linear programming: A case study. *J. Clean. Prod.* 112, 3086–3096. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.016>

Tascione, V., Raggi, A., 2012. Identification and selection of alternative scenarios in LCA studies of integrated waste management systems: A review of main issues and perspectives. *Sustainability* 4, 2430–2442. <https://doi.org/10.3390/su4102430>

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. Recycl.* 57, 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.09.011>

WHO, 2016. Waste and human health: Evidence and needs. WHO Meeting Report, 5-6 Noviembre 2016, Bonn.