



Capítulo 1.

Análisis de tecnologías de valorización de residuos sólidos orgánicos como punto de partida para una gestión integral de residuos sólidos municipales

Cindy Lorena García Pinto

Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD)
Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3454-8934>

Fanny Pinzón Candelario

Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD)
Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2082-2971>

Resumen

La gestión integral de los residuos sólidos municipales es todo un reto, debido a la heterogeneidad en la composición de los residuos y en el manejo desde la fuente de generación hasta su disposición final, en especial en países en vía de desarrollo. Para el manejo de los residuos generados, se han utilizado ampliamente los rellenos sanitarios; sin embargo, se conocen los impactos ambientales que estos traen consigo, lo cual aumenta la complejidad en la gestión; además, se pierde material con potencial de recuperación.

En Colombia, los residuos domiciliarios tienen un gran porcentaje de material orgánico, los cuales, al ser dispuestos y enterrados en el relleno sanitario, generan emisiones considerables de biogás al aire, contribuyendo a la emisión de gases de efecto invernadero y al calentamiento global si estos no se aprovechan adecuadamente. En el presente capítulo se exploran las diferentes tecnologías existentes como pirólisis, gasificación y

carbonización hidrotérmica, las cuales se han estudiado en diferentes investigaciones para valorar los residuos orgánicos a través de la producción de energía a partir de biomasa y, así, dar una segunda oportunidad a este tipo de residuos.

Palabras clave: residuos, carbonización hidrotérmica, biomasa, gestión integral

Abstract

The integrated management of municipal solid waste is a challenge, due to the heterogeneity of waste composition and management from the source of generation to final disposal, especially in developing countries. Sanitary landfills have been widely used for the management of the waste generated; however, the environmental impacts they bring with them are well known, which increases the complexity of management; in addition, material with recovery potential is lost.

In Colombia, household waste contains a large percentage of organic material, which, when disposed of and buried in landfills, generates considerable emissions of biogas into the air, contributing to the emission of greenhouse gases and global warming if not properly used. This chapter explores the different existing technologies such as pyrolysis, gasification and hydrothermal carbonisation, which have been studied in different research projects to valorise organic waste through the production of energy from biomass and thus give a second chance to this type of waste.

Keywords: waste, hydrothermal carbonisation, biomass, integrated management

Introducción

El aumento poblacional de las ciudades conlleva un aumento del consumo de productos y alimentos que, posteriormente, se convertirán en desechos, los cuales deben ser gestionados correctamente para evitar un problema de sanidad. La disposición de residuos sólidos en botaderos clandestinos o, en el mejor de los casos, en rellenos sanitarios tecnificados es la alternativa más usada en muchos países. Los residuos sólidos que son llevados a estos sitios de disposición final son enterrados y en la mayoría de los casos no cuentan con un tratamiento previo, por lo que no pueden ser recuperados o reciclados.

En estas condiciones empieza un proceso de digestión anaerobia de los residuos orgánicos (proceso de descomposición orgánica en ausencia de oxígeno), generando un gas conocido como biogás, en una cantidad entre 160 y 250 m³ de biogás por cada tonelada de residuo dispuesto, en la que dicho gas tiene una proporción de aproximadamente 55 % de CH₄, 44 % de CO₂ y 1 % de otros gases. Asimismo, un relleno puede producir cerca de 125 m³ de CH₄ por tonelada de residuo dispuesto en un periodo de 10 a 40 años (Lino e Ismail, 2011).

Para evitar los impactos causados por las emisiones del biogás, el cual contiene gases de efecto invernadero, este gas es quemado directamente a través de las chimeneas de desfogue, como sucede en los rellenos sanitarios de Colombia, o es recuperado como biocombustible para generar energía, como en el caso de Brasil, donde la generación de energía eléctrica estimada es de 300 a 500 MW a partir de los residuos sólidos municipales, lo cual corresponde a 650 000 toneladas de CH₄ por año (Lino e Ismail, 2011).

Si bien en la Unión Europea no se acepta la práctica de rellenos sanitarios como una solución (Bajić et al., 2015), el Reino Unido se ha quedado atrás ambientalmente cuando se trata de aplicar prácticas sostenibles de residuos, pues la amplia disponibilidad de sitios para rellenar significaba que los rellenos sanitarios fueran tradicionalmente una opción económica para disponer residuos y “llenar huecos en la tierra” (Uyarra y Gee, 2013, p. 112) en los sitios requeridos.

La biomasa y sus características

La biomasa es una sustancia orgánica compuesta principalmente por carbono, hidrógeno y oxígeno, la cual está presente en el mundo y posee energía solar almacenada en sus enlaces moleculares. Algunos ejemplos de biomasa son los árboles, las algas, el maíz, el trigo, las frutas, los vegetales y los restos de cada uno de estos desechados como residuos urbanos o agroindustriales (Tekin et al., 2014).

Como se mencionó, la biomasa incluye los restos de comida, este tipo de desechos varían su composición significativamente según la fuente generadora. Se ha reportado un contenido de humedad de 74 % a 90 %, una proporción de sólidos volátiles a sólidos totales de 0,8 a 0,97 y una proporción de carbón a nitrógeno de 14,7 a 36,4 (Pham et al., 2015). En el caso de Santa Marta, se han reportado las características físicas y químicas de los desechos urbanos tal y como llegan al relleno sanitario. Estos datos, extraídos del *Plan de gestión integral de los residuos sólidos del Distrito de Santa Marta* (Empresa de Servicios Públicos de Aseo del Distrito de Santa Marta [ESPA], 2014), se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Características físicas y químicas de los residuos

Tipo de caracterización	Relleno sanitario (base húmeda)
Peso específico	0,5 %
Contenido de humedad	29,80 %
Tamaño de partículas	-
Distribución del tamaño	-
Materia volátil	67,44 %
Material combustible	38,64 %
Carbono fijo	3,36 %
Ceniza	32,56 %
Punto de fusión de las cenizas	Muy fusible
Análisis elemental (C, H, O, N, S, ceniza)	% C: 22,42; % H: 3,12; % O: 13,21; % N: 0,71; % S: 0,19
Poder calorífico	2040

Fuente: ESPA (2014).

Por otro lado, los plásticos son polímeros sintetizados a partir de compuestos orgánicos (petróleo), por lo que pueden llegar a considerarse como sustancias orgánicas. Su composición es variable y depende del uso al que están destinados; por tanto, sus moléculas pueden ser lineales, ramificadas o entrecruzadas, creando de esta manera los diferentes plásticos existentes. Además, tienen buena resistencia a los álcalis, los ácidos y los solventes, así como buenas propiedades para el aislamiento térmico y eléctrico (Cristán Frías et al., 2003).

Los plásticos pueden dividirse de acuerdo con su comportamiento ante el calor en termoplásticos y termoestables. Los termoplásticos tienen moléculas lineales, de modo que, al aplicarles calor, reblandecen y, al enfriarse, vuelven a ser sólidos; este proceso puede repetirse varias veces. En cambio, al aplicar calor a los termoestables, sus moléculas se cruzan de manera irreversible, haciendo que al final se obtenga un material más duro, fuerte y resistente al calor (Cristán Frías et al., 2003).

Además, según el proceso de polimerización, los plásticos pueden dividirse en polímeros de condensación y polímeros de adición. En las reacciones de condensación se generan diferentes longitudes de polímeros y pequeñas cantidades de subproductos como el agua, el amoníaco y el etilenglicol, mientras que en las reacciones de adición se generan longitudes específicas de polímeros y ningún subproducto. Entre los polímeros de condensación se encuentran el nylon, los poliuretanos y los poliésteres; entre los polímeros de adición se encuentran el polietileno, el polipropileno, el policloruro de vinilo y el poliestireno (Cristán Frías et al., 2003).

Entonces, la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos es conformada por los restos de comida, papel, cartón y plásticos, incluyendo todo tipo de textiles, gomas, maderas y restos de jardín. El porcentaje de materia orgánica en los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) es del 50 al 60 %. Esta parte de los RSU es susceptible de ser usada como biomasa (Ponce Ballester, 2013), ya que la biomasa tiene un alto potencial de utilización como recurso energético renovable.

Revisión de diferentes tecnologías de aprovechamiento

Con el fin de aprovechar no solo los beneficios de la generación de biogás, sino también los desechos orgánicos que se pierden cuando son dispuestos en los rellenos sanitarios, se han venido desarrollando diferentes tecnologías como las plantas de digestores anaerobios. En estas, una vez que los residuos orgánicos son separados de los residuos inorgánicos, los primeros son introducidos en las plantas para producción de biogás y lodos enriquecidos (digestatos) a fin de generar energía y fertilizante, respectivamente. Con el empleo de esta tecnología, se ha reportado que 1 m³ de biogás equivale a 21 MJ de energía, que podrían generar 2,04 kWh de electricidad (Pham et al., 2015).

Por otro lado, el compostaje y la lombricultura constituyen otras tecnologías de tratamiento biológico, donde solo son tratados los desechos orgánicos. En el compostaje, los desechos son acopiados en pilas bajo condiciones adecuadas de temperatura, humedad, oxígeno y mezclado, degradándose hasta obtener compost. En el caso de la lombricultura, para la degradación de los desechos orgánicos, se emplean las lombrices conocidas con el nombre común de *lombrices rojas californianas*, las cuales se alimentan

de los desechos orgánicos y generan lo que se conoce como humus de lombriz. Tanto el compost como el humus de lombriz tienen valor comercial, debido a su utilización como acondicionadores de suelos pobres en nutrientes.

Además de las técnicas mencionadas, a nivel mundial se ha trabajado en diferentes tecnologías en busca de obtener un mayor provecho de los residuos sólidos urbanos mediante tratamientos termoquímicos: incineración, pirólisis y procesos hidrotérmicos. La incineración, el método más extendido, es un proceso exotérmico donde se realiza la quema de la biomasa a temperaturas aproximadas de 400 a 540 °C para generar calor y, con ello, electricidad (Pham et al., 2015). La cantidad de calor liberada durante la incineración va a depender del contenido de carbono, cenizas y humedad, y de la tasa de conversión de la biomasa. Para la biomasa con un alto contenido de humedad, una gran parte del calor liberado se utiliza para evaporar el agua. Incluso cuando el contenido de humedad es superior al 90 %, la cantidad de energía requerida para evaporar el agua excede el valor de calentamiento de la materia prima (Tekin et al., 2014). Por tanto, para realizar la quema de este tipo de material, es necesario hacer un secamiento previo, lo que implicaría consumir energía para llevar a cabo este proceso.

Durante el proceso de pirólisis, los residuos orgánicos, que también deben ser previamente secados, se exponen al calor bajo una atmósfera libre de oxígeno para producir gases combustibles como metano, bioaceite y biochar, todos estos subproductos con potencial de uso para diferentes propósitos. Dependiendo de las condiciones de temperatura y tiempo en que se opere el reactor, el proceso de pirólisis se puede dividir en tres tipos: pirólisis lenta, pirólisis rápida y pirólisis *flash*. La pirólisis lenta se realiza a una temperatura entre 550 y 950 °C por un tiempo de 450 a 500 segundos (hasta 1 hora). La pirólisis rápida requiere una velocidad de calentamiento superior y maneja temperaturas entre 850 y 1250 °C en un tiempo de residencia de 0,5 a 10 segundos. La pirólisis *flash* maneja temperaturas entre 1050 y 1300 °C en un tiempo de residencia menor a 0,2 segundos (Bajić et al., 2015). Con la realización de la pirólisis rápida y la pirólisis *flash*, se puede conseguir aumentar los productos líquidos (bioaceite) y gases con mayor contenido calórico; mientras que, en la pirólisis lenta, el producto principal obtenido es el char.

Entre los procesos hidrotérmicos se encuentran: la licuefacción hidrotérmica (HTL¹), la gasificación hidrotérmica y la carbonización hidrotérmica (HTC²). La ventaja de estos procesos es que se puede utilizar biomasa con alto contenido de humedad, ya que funcionan bajo la presencia de agua, lo que elimina la necesidad de presecado a diferencia de la pirólisis (Tekin et al., 2014) y la combustión. La licuefacción hidrotérmica ocurre bajo condiciones subcríticas de agua, a una temperatura entre 250 y 370 °C, y

¹ HTL es la sigla en inglés de Hydrothermal Liquefaction.

² HTC es la sigla en inglés de Hydrothermal Carbonization.

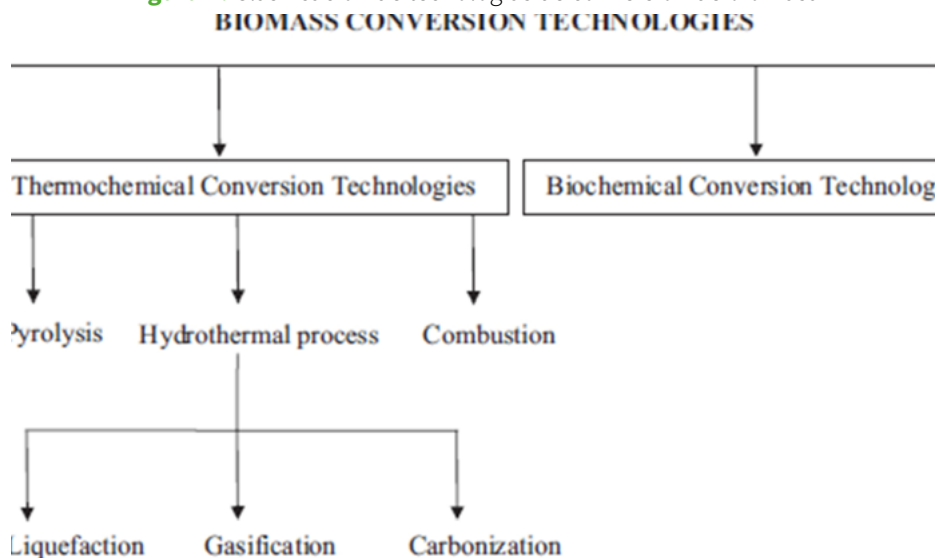
una presión entre 10 y 30 MPa para producir mayoritariamente bioaceite con valores de poder calorífico superiores a 35 y 40 MJ/kg. Adicionalmente, se producen char y un gas rico en CO_2 (Dénier et al., 2016).

En la gasificación hidrotérmica, la biomasa se descompone termoquímicamente, primero, en componentes líquidos y, luego, en componentes gaseosos como el metano y el hidrógeno (Tekin et al., 2014). Este es el producto final buscado a una temperatura superior a 600 °C, más allá del punto crítico del agua (Dénier et al., 2016) y dentro de un medio de aire, oxígeno o vapor de agua, donde la composición del gas producido va a depender de la composición de la biomasa tratada, el tiempo de retención, las condiciones de operación y las características del reactor y el oxidante utilizado. Esto resulta en valores de calentamiento (poder calorífico) de 4 a 7 MJ/m³ cuando se utiliza aire como medio de gasificación y de 10 a 18 MJ/m³ cuando el medio de gasificación es oxígeno puro o vapor (Pham et al., 2015).

En la carbonización hidrotérmica también se utiliza biomasa con contenido de humedad indiferente a temperaturas entre 180 y 260 °C, y una presión entre 2 y 6 MPa en un tiempo de retención entre 5 minutos y 12 horas (Kambo y Dutta, 2015) para generar mayoritariamente un sólido (hydrochar), que puede ser utilizado como combustible para generación de energía o para la agricultura (Dénier et al., 2016). Igualmente, se generan bioaceite y en menor cantidad gas, conformado principalmente por CO_2 . Por lo general, la presión durante este proceso no es controlada, dado que se autogenera bajo las condiciones subcríticas del agua que se manejan (Kambo y Dutta, 2015).

En la figura 1 se sintetizan las tecnologías en cuestión.

Figura 1. Clasificación de tecnologías de conversión de biomasa

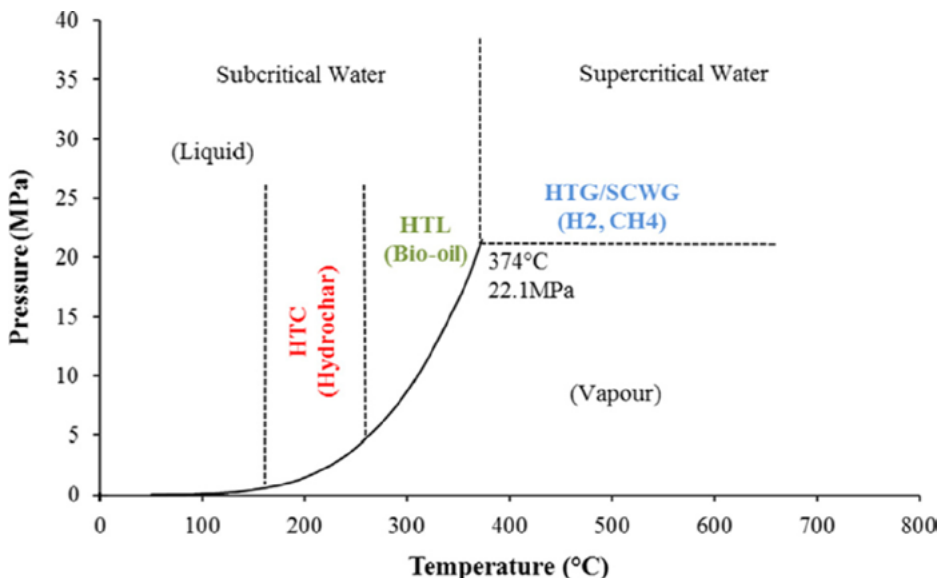


Fuente: Tekin et al. (2014).

La carbonización hidrotérmica (HTC), tecnología que procede de los tratamientos de conversión termoquímica del tipo hidrotérmico para la conversión de biomasa, consiste en que la materia orgánica en presencia de agua sea expuesta a temperaturas entre 180 y 260 °C con presión autogenerada entre 2 y 6 MPa, por lo que el proceso se desarrolla herméticamente; de esta manera, el sistema se encuentra bajo presión de saturación. La presencia de agua suficiente es un elemento crítico de la HTC porque, a medida que aumentan las temperaturas, las propiedades físicas y químicas del agua cambian significativamente, llegando a imitar las propiedades de los disolventes orgánicos (Lu et al., 2012). El proceso hidrotérmico se divide en dos condiciones de reacción: subcrítica y supercrítica, las cuales están determinadas por el punto crítico del agua: 374 °C y 22,1 MPa; para cada condición, el agua se comporta diferente (Tekin et al., 2014).

En el proceso de HTC, el rango de operación ocurre por debajo del punto crítico del agua, por lo que se trabaja en condiciones subcríticas; a esta temperatura con la presión generada, el agua aún se mantiene en estado líquido. En esta condición de operación, el agua pierde su polaridad, comportándose de forma similar a un disolvente orgánico, mientras que su producto iónico K_w aumenta hasta tres órdenes de magnitud. Las propiedades del agua adquiridas durante la condición subcrítica hacen que haya una mejor solubilidad de compuestos orgánicos y aumenten las actividades catalíticas para las reacciones ácido-base, como la hidrólisis de los biopolímeros contenidos en la biomasa (Déniel et al., 2016). En la figura 2 se puede apreciar la clasificación del proceso hidrotérmico de la biomasa con respecto al diagrama de fase presión-temperatura del agua.

Figura 2. Clasificación del proceso hidrotérmico de la biomasa con respecto al diagrama de fase presión-temperatura del agua



Fuente: Kambo y Dutta (2015).

Durante la carbonización, se producen una serie de reacciones simultáneas que incluyen: hidrólisis, deshidratación, descarboxilación, aromatización y recondensación, dando lugar a la generación de un material rico en carbono de alta densidad de energía y valor añadido que se conoce como hydrochar. En algunas investigaciones (Baccile et al., 2009; Falco et al., 2011) se ha demostrado que este se puede usar en varias aplicaciones respetuosas del medio ambiente como remediación ambiental y mejoramiento del suelo, así como fuente de energía (Lu et al., 2012). En el proceso de HTC, se producen tres productos: hydrochar, siendo el principal producto, seguido por una fase líquida compuesta por bioaceite más agua y pequeñas fracciones de gases, compuestas mayoritariamente por CO₂ (Chan et al., 2016).

El contenido de energía en el hydrochar depende de varios factores, entre los que se encuentran el contenido de carbono y oxígeno de la materia prima usada, el tiempo y la temperatura de reacción, y el volumen del reactor. Estos hallazgos han sido documentados en diferentes estudios, así como la influencia de la materia prima, cambios en la temperatura de reacción y el tiempo de reacción (Danso-Boateng et al., 2013; Hwang et al., 2012, citados en Li et al., 2015). De acuerdo con las diferentes biomásas tratadas con el proceso de HTC, donde el tiempo y la temperatura difieren según se ha reportado en varias investigaciones, se han encontrado valores de energía contenida en el hydrochar, como se muestra en la tabla 2.

Tabla 2. Diferentes valores de energía obtenida en el hydrochar a partir de residuos de comida

Biomasa	Temperatura (°C)	Tiempo de reacción	Energía contenida (MJ/kg sólido seco)
Comida de conejo	250	20 h	29,1
Comida de perro	234-295	150 min	26
Maíz dulce	250	96 h	11
Bagazo de cerveza	200-240	14 h	29,9-31,8
Residuo de comida de restaurante	225-275	96 h	33,57
Residuo de comida de restaurante	150-350	20 min	15-26,9
Fibra de coco	220-250	30 min	24,7-26,7
Hojas de eucalipto	220-250	30 min	25,3-25

Fuente: Pham et al. (2015).

Los anteriores valores de energía contenida en el hydrochar se deben a que, durante el tratamiento, la fracción de carbono contenida en los materiales a carbonizar se transfieren en su mayoría al hydrochar producido (entre 45 y 75 % del carbono presente inicialmente) (Lu et al., 2012), mientras que el restante del carbono es transferido a la fase líquida y gaseosa. Con el aumento de la temperatura y el tiempo de reacción, el contenido de carbono en el hydrochar disminuye, disminuyendo así su energía contenida, pero aumenta en la fase líquida y gaseosa, abriendo camino a otros procesos como la licuefacción hidrotérmica y la gasificación hidrotérmica.

La distribución de los productos finales depende principalmente de las condiciones del proceso (Chan et al., 2016). Dependiendo de la biomasa a tratar, pueden variar las condiciones de operación requeridas dentro del rango de la HTC. Sin embargo, se ha encontrado que el periodo de mayor conversión de los residuos sólidos ocurre primero a las 8 horas de carbonización y una completa conversión, a las 16 a 24 horas después de esta (Li et al., 2013)

Además, se ha indagado que el uso de aditivos puede funcionar como catalizadores durante el proceso de HTC, aplicando sustancias como los óxidos a base de metales alcalinos como el CaO y el NaOH, polvos de hierro y minerales como el cuarzo (Chan et al., 2016) para los residuos plásticos. En cambio, a la lignocelulosa se le ha aplicado lactato de calcio (CLC), cloruro de litio (LiCl) y ácido acético (Lynam et al., 2011; Lynam et al., 2012); estas sales y ácidos son recomendados no solo por reducir la temperatura y la presión del proceso, sino también por mejorar las propiedades fisicoquímicas del hydrochar. Sin embargo, la selección del catalizador debe hacerse cuidadosamente debido a que puede producir hoyos en el reactor (Kambo y Dutta, 2015).

Referentes de las tecnologías emergentes en la gestión de residuos orgánicos

De las tecnologías descritas anteriormente, los líderes tanto en investigación como en implementación ya sea de plantas piloto o de plantas comerciales se encuentran en el Reino Unido (Lincolnshire y Sheffield), la Unión Europea (Francia, Suecia, Finlandia y España) y América (Estados Unidos). En el caso de Colombia, la técnica más extendida y utilizada para el tratamiento de residuos es la de rellenos sanitarios, donde se realiza el enterramiento de residuos sin mayor aprovechamiento. Con la expedición de la Ley 1715 de 2014, el gobierno colombiano propuso promover las energías renovables en el país para integrarlas con el sistema energético nacional; sin embargo, falta mucho por hacer, dado que el mercado nacional es muy dependiente de los combustibles fósiles.

Los estudios sobre carbonización hidrotérmica se han realizado en materias primas que van desde sustancias puras, como la glucosa y la celulosa (Falco et al., 2011; Knezevic

et al., 2009; Sevilla y Fuertes, 2009), hasta materias primas más complejas, como papel, residuos de alimentos y residuos animales (Berge et al., 2011; Lu et al., 2012).

Asimismo, entre las materias primas utilizadas se encuentran los residuos agrícolas y forestales, como la madera y las algas vírgenes, y la biomasa de residuos industriales y municipales para obtener combustible y materiales sólidos. Lo que hace atractivo este tipo de materias primas es que se caracterizan por tener densidades de energía bajas, propiedades heterogéneas, naturaleza hidrófila, contenido de humedad relativamente alto, disponibilidad y bajo costo, y porque no compiten con los requerimientos de tierra para la producción de alimentos (Mäkelä et al., 2016).

El proceso de carbonización en todas estas investigaciones está orientado a la generación de hydrochar para su utilización como combustible, mejorador del suelo y carbón activado para la depuración de aguas, y en captación de gases, nanoestructuras y supercondensadores para almacenamiento de energía en baterías empleadas en paneles solares.

Sin embargo, hasta el momento, estos procesos de HTC con diferentes biomásas se han llevado a cabo a escala de laboratorio. Comparar los resultados experimentales de diferentes estudios resulta difícil debido a los cambios en los parámetros de funcionamiento empleados, como las tasas de calentamiento, las configuraciones del reactor, las concentraciones de masa de la materia prima y los tiempos de reacción. Esto puede influir significativamente en los procesos de carbonización.

En la búsqueda para obtener hydrochar, el cual se utiliza no solo como combustible, sino como acondicionador del suelo empobrecido, no se tiene claro su impacto real en el medio ambiente (ciclo de vida) y en la salud humana. Por otro lado, las aguas de proceso resultantes hasta el momento representan un problema ambiental por su contenido de sustancias nocivas, de modo que dichas aguas deben ser tratadas antes de ser vertidas.

Finalmente, aunque existen varios interrogantes acerca de la carbonización, en particular con respecto al proceso de escalamiento, cabe destacar que es una tecnología importante que vale la pena indagar, ajustar, mejorar y aplicar como una alternativa eficaz en la gestión de los residuos sólidos municipales.

Referencias

- Baccile, N., Laurent, G., Babonneau, F., Fayon, F., Titirici, M. M., & Antonietti, M. (2009). Structural characterization of hydrothermal carbon spheres by advanced solid-state MAS ^{13}C NMR investigations. *The Journal of Physical Chemistry C*, 113(22), 9644-9654. <https://doi.org/10.1021/jp901582x>

- Bajić, B. Ž., Dodić, S. N., Vućurović, D. G., Dodić, J. M., & Grahovac J. A. (2015). Waste-to-energy status in Serbia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (50), 1437-1444. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.079>
- Berge, N. D., Ro, K. S., Mao, J., Flora, J. R. V., Chappell, M. A., & Bae, S. (2011). Hydrothermal carbonization of municipal waste streams. *Environmental Science & Technology*, 45(13), 5696-5703. <https://doi.org/10.1021/es2004528>
- Chan, Y. H., Tan, R. R., Yusup, S., Lam, H. L., & Quitain, A. T. (2016). Comparative life cycle assessment (LCA) of bio-oil production from fast pyrolysis and hydrothermal liquefaction of oil palm empty fruit bunch (EFB). *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18, 1759-1768. <https://doi.org/10.1007/s10098-016-1172-5>
- Cristán Frías, A., Ize Lema, I. y Gavilán García, A. (2003). La situación de los envases de plástico en México. *Gaceta Ecológica*, (69), 67-82. <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906905.pdf>
- Déniel, M., Haarlemmer, G., Roubaud, A., Weiss-Hortala, E., & Fages, J. (2016). Energy valorisation of food processing residues and model compounds by hydrothermal liquefaction. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1632-1652. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.017>
- Empresa de Servicios Públicos de Aseo del Distrito de Santa Marta. (2014). *Plan de gestión integral de los residuos sólidos del Distrito de Santa Marta. Volumen II: diagnóstico integral PGIRS*. <https://es.scribd.com/document/518329047/16-Diagnostico-Pgir-Santa-Marta>
- Falco, C., Perez Caballero, F., Babonneau, F., Gervais, C., Laurent, G., Titirici, M. M., & Baccile, N. (2011). Hydrothermal carbon from biomass: structural differences between hydrothermal and pyrolyzed carbons via ^{13}C solid state NMR. *Langmuir*, 27(23), 14460-14471. <https://doi.org/10.1021/la202361p>
- Kambo, H. S., & Dutta, A. (2015). A comparative review of biochar and hydrochar in terms of production, physico-chemical properties and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 359-378. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.050>
- Knezevic, D., Van Swaaij, W. P. M., & Kersten, S. R. A. (2009). Hydrothermal conversion of biomass: I, glucose conversion in hot compressed water. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 48(10), 4731-4743. <https://doi.org/10.1021/ie801387v>
- Li, L., Diederick, R., Flora, J. R. V., & Berge, N. D. (2013). Hydrothermal carbonization of food waste and associated packaging materials for energy source generation. *Waste Management*, 33(11), 2478-2492. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.025>

- Li, L., Flora, J. R. V., Caicedo, J. M., & Berge, N. D. (2015). Investigating the role of feedstock properties and process conditions on products formed during the hydrothermal carbonization of organics using regression techniques. *Bioresource Technology*, 187, 263-274. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.054>
- Lino, F. A. M. e Ismail, K. A. R. (2011). Energy and environmental potential of solid waste in Brazil. *Energy Policy*, 39(6), 3496-3502. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.03.048>
- Lu, X., Jordan, B., & Berge, N. D. (2012). Thermal conversion of municipal solid waste via hydrothermal carbonization: comparison of carbonization products to products from current waste management techniques. *Waste Management*, 32(7), 1353-1365. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.012>
- Lynam, J. G., Coronella, C. J., Yan, W., Reza, M. T., & Vasquez, V. R. (2011). Acetic acid and lithium chloride effects on hydrothermal carbonization of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 102(10), 6192-6199. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.02.035>
- Lynam, J. G., Reza, M. T., Vasquez, V. R., & Coronella, C. J. (2012). Effect of salt addition on hydrothermal carbonization of lignocellulosic biomass. *Fuel*, 99, 271-273. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.04.035>
- Mäkelä, M., Benavente, V., & Fullana, A. (2016). Hydrothermal carbonization of industrial mixed sludge from a pulp and paper mill. *Bioresource Technology*, 200, 444-450. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.062>
- Pham, T. P., Kaushik, R., Parshetti, G. K., Mahmood, R., & Balasubramanian, R. (2015). Food waste-to-energy conversion technologies: current status and future directions. *Waste Management*, 38, 399-408. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.004>
- Ponce Ballester, E. (2013). *El proceso de carbonización hidrotermal aplicado a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos* [tesis de maestría, Universitat Politècnica de València]. <https://riunet.upv.es/handle/10251/30137>
- Sevilla, M., & Fuertes, A. B. (2009). Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by hydrothermal carbonization of saccharides. *Chemistry. A European Journal*, 15(16), 4195-4203. <https://doi.org/10.1002/chem.200802097>
- Tekin, K., Karagöz, S., & Bektaş, S. (2014). A review of hydrothermal biomass processing. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 40, 673-687. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.216>
- Uyarra, E., & Gee S. (2013). Transforming urban waste into sustainable material and energy usage: the case of Greater Manchester (UK). *Journal of Cleaner Production*, 50, 101-110. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.046>