

Gasificación de residuos plásticos provenientes del AMB para la producción de energía eléctrica: un estudio de simulación a escala piloto.

Lynda Valentina Carreño Villarreal

Trabajo de Grado para Optar al Título de Maestro(a) en Ingeniería Química

Director

Dr. Giovanni Morales Medina

Facultad de Ingenierías Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Maestría en Ingeniería Química

Bucaramanga

2025

Dedicatoria

A Dios, a mis padres Xiomara y William, a mis hermanos Felipe y Osquitar.

A mi mascota Zoé y mi pareja Andrés, que me han acompañado en el proceso, han sido mi apoyo incondicional y el soporte en los momentos más difíciles.

A mis demás familiares, amigos, conocidos, colegas y mentores, gracias por su apoyo, confianza, sabiduría, palabras de aliento. Siempre los apreciaré.

¡Y por último a mí, por no rendirme!

Agradecimientos

Primero quiero extender mi profundo agradecimiento al profesor Giovanni Morales Medina por sus consejos, su paciencia y apoyo constante como mi director de este proyecto.

Agradezco a la Universidad Industrial de Santander y al programa de Posgrado en Ingeniería Química, incluyendo directivos, administrativos y todo el profesorado que lo compone, por su apoyo.

Agradezco también al programa de créditos condonables otorgado por la UIS, el cual fue mi soporte económico durante la realización del proyecto.

A los miembros del Centro de Investigación para el Desarrollo Sostenible en Industria y Energía (CIDES-UIS), los cuales estuvieron presentes durante el desarrollo de este objetivo académico. Muchas gracias a todos los que hicieron parte de este proceso y ayudaron a la conclusión exitosa del presente proyecto.

Tabla de Contenido

	Pag
Introducción.....	17
1. Hipótesis.....	19
2. Objetivos.....	20
2.1 Objetivo General.....	20
2.2 Objetivos Específicos.....	20
3. Estado del Arte y Marco Teórico.....	21
3.1 Efectos de los Residuos Plásticos en el Medio Ambiente: Perspectiva Mundial y Colombiana	21
3.2 Impacto Ambiental del Plástico y su Gestión durante el COVID-19.....	26
3.2.1 Residuos Plásticos en Bucaramanga.....	28
3.3 Procesos <i>Waste-to-Energy</i> (WtE).....	31
3.3.1 Incineración.....	32
3.3.2 Pirólisis.....	34
3.3.3 Gasificación.....	35
3.4 Ventajas y desventajas de tecnologías WtE.....	41
3.5 Elección de la Gasificación para el Aprovechamiento de Residuos Plásticos del AMB.....	42
3.6 Estudios Tecno-económicos (TEA) Basados en Simulación.....	43
3.6.1 Simulación de Procesos WtE.....	44
3.7 Aspectos Económicos Evaluados.....	45
3.8 Aspectos Ambientales Evaluados.....	46
3.9 Aspectos sobre el Impacto en la Salud Humana.....	47

4. Metodología	49
4.1 Fase I: Estimación de la Generación de Residuos	49
4.1.1 Actividad 1: Evaluación de la Cantidad de Residuos Plásticos en Bucaramanga	49
4.2 Fase II: Evaluación del Sistema de Tratamiento.....	50
4.2.1 Actividad 1: Gasificación y Sintonización de Equipos	50
4.2.2 Actividad 2: Especificaciones Técnicas del Proceso. (Desglose de los Procesos Secuenciales dentro de la Simulación del Gasificador)	52
4.2.3 Actividad 3: Generación de Energía Eléctrica.....	59
4.2.4 Actividad 4: Validación Modelo	61
4.2.5 Actividad 5: Análisis Estadístico de los Diversos Métodos de Diseño de Experimentos....	61
4.3 Fase III: Viabilidad de la Tecnología	63
4.3.1 Actividad 1: Estimación de la Viabilidad Económica.....	63
4.3.2 Actividad 2: Evaluación del Impacto Ambiental	64
4.4 Fase IV: Generación del Mapa de Ruta Tecnológico.....	65
4.4.1 Actividad 1: Proposición del Mapa de Ruta Tecnológico	65
5. Resultados.....	66
5.1 Resultados y Validación del Modelo.....	66
5.2 Análisis de Sensibilidad.....	74
5.2.1 Análisis de Sensibilidad Tipo de Agente Gasificante	74
5.2.2 Análisis de Sensibilidad Tipo de Plástico.....	76
5.3 Metamodelos o Modelos Subrogados	82
5.3.1 El Análisis de Varianza	83
5.4 Análisis Económico del Proceso.....	84

5.4.1 Gastos de Capital (CapEx).....	85
5.4.2 Gastos Operativos (OPEX).....	87
5.4.3 Indicadores Económicos: Valor Presente Neto (VPN)	89
5.5 Gasificación en Condiciones Favorables para el AMB.....	92
5.6 Estudio de Impacto Ambiental.....	93
5.7 Análisis de los posibles Efectos en la Salud Humana de las Tecnologías de Gestión de Residuos Plásticos.....	94
5.8 Mapa de Ruta Tecnológico	97
6. Conclusiones	100
7. Recomendaciones.....	102
Apéndices	103
Referencias Bibliográficas.....	104

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Toneladas anuales de Residuos Sólidos Municipales (RSM) dispuestos y aprovechados en Colombia.....	25
Tabla 2. Residuos municipales sólidos en el AMB para el periodo 2020-2022.....	29
Tabla 3. Características de los diferentes modelos de gasificador	38
Tabla 4. <i>Tipo de agente Gasificante</i>	41
Tabla 5. Ventajas y desventajas de tecnologías WtE. Adaptado de Antelava et al., 2021.	41
Tabla 6. Características aproximadas de los residuos plásticos en el AMB	51
Tabla 7. Características de los diferentes modelos de gasificador	56
Tabla 8. Parámetros Cinéticos de Reacción en Procesos de Oxidación y Reducción	59
Tabla 9. Características de los Equipos del Ciclo de Generación de Energía	60
Tabla 10. Resultados de Corrientes del Gasificador	67
Tabla 11. Validación modelo.....	69
Tabla 12. Análisis Próximo y Último en Diferentes Materiales Plásticos	70
Tabla 13. <i>Rango de variables análisis sensibilidad Agente gasificante</i>	74
Tabla 14. <i>Rango de variables análisis sensibilidad cantidad de residuos plásticos</i>	76
Tabla 15. <i>Ajuste de los modelos subrogados para la obtención de energía eléctrica</i>	83
Tabla 16. <i>Resultados análisis de varianza</i>	84
Tabla 17. <i>Estimación CAPEX proceso de gasificación</i>	85
Tabla 18. <i>Estimación OPEX proceso de gasificación</i>	87
Tabla 19. <i>Emisiones de CO₂ en el proceso</i>	94

Tabla 20. <i>Análisis Comparativo de Tecnologías para el Manejo de Residuos Plásticos: Emisiones Generadas y su Impacto en la Salud Humana</i>	95
--	----

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1. <i>Demanda de plásticos por segmentos y el incremento esperado en plásticos de uso médico y de empaque.</i>	23
Figura 2. <i>Implicaciones de la pandemia de COVID-19 en la generación de residuos plásticos.</i> ...	27
Figura 3. <i>Distribución de Residuos Plásticos en el Área Metropolitana de AMB</i>	30
Figura 4. <i>Número de Publicaciones en Scopus (2000-2024) Relacionadas con Gasificación, Pirólisis e Incineración Aplicadas a Plásticos en Tecnologías Waste-to-Energy</i>	32
Figura 5. <i>Esquema del proceso de gasificación</i>	36
Figura 6. <i>Esquema de Gasificado de lecho fluidizado</i>	39
Figura 7. <i>Zonas de reacción gasificador de lecho fluidizado</i>	40
Figura 8. <i>Árbol de decisión tecnología WtE</i>	43
Figura 9. <i>Diagrama generalizado para la metodología</i>	49
Figura 10. <i>Diagrama de proceso del gasificador</i>	50
Figura 11. <i>Diagrama de las zonas de las zonas de reacción dentro del gasificador.</i>	53
Figura 12. <i>Diagrama gasificación y generación de energía eléctrica</i>	60
Figura 13. <i>Diagrama de Flujo Sistema de Gasificación</i>	67
Figura 14. <i>Comparación entre las composiciones de Syngas resultado de la gasificación de diferentes plásticos experimentales</i>	71
Figura 15. <i>Diagrama de contorno análisis de sensibilidad tipo de agente gasificante</i>	75
Figura 16 <i>Diagrama de contorno análisis de sensibilidad flujo de residuos plásticos, empleando aire como agente gasificador.</i>	78

Figura 17. <i>Diagrama de contorno análisis de sensibilidad flujo de residuos plásticos, empleando vapor de agua como agente gasificador.</i>	79
Figura 18. <i>Energía eléctrica vs Cantidad de residuos a la temperatura favorable de reacción, empleando aire como agente gasificador.</i>	81
Figura 19. <i>Energía eléctrica vs Cantidad de residuos a la temperatura favorable de reacción, empleando agua como agente gasificador.</i>	82
Figura 20. <i>Porcentaje de inversión de equipos CAPEX</i>	87
Figura 21. <i>Porcentaje de inversión de OPEX</i>	88
Figura 22 <i>Evolución de los Ingresos y la Rentabilidad (URDI) a lo largo del tiempo</i>	90
Figura 23. <i>Indicadores financieros de la inversión</i>	91
Figura 24. <i>Mapa de ruta tecnológico</i>	97

Lista de Apéndices

Apéndice A. Metodología para la estimación de CAPEX y OPEX.

Apéndice B. Estimación CAPEX y OPEX gasificación como alternativa WtE en Bucaramanga.

Apéndice C. Estimación Costos de Manufactura.

Apéndice D. Matriz de flujo de costos.

Apéndice E. Mapa de Ruta Tecnológico.

Glosario

Análisis de sensibilidad: método utilizado para determinar cómo diferentes variables afectan el resultado de un modelo o proceso, permitiendo identificar los factores más críticos para la optimización.

Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB): es una conurbación colombiana, ubicada en el departamento de Santander, conformada en su mayoría por su municipio principal Bucaramanga y otros como Girón, Piedecuesta, y Floridablanca. Su población es de 1.341.694 habitantes.

Aspen Plus: software de simulación utilizado en la ingeniería química para modelar y optimizar procesos industriales, incluyendo la gasificación y otros métodos de conversión de residuos.

Cogasificación: proceso que implica la gasificación simultánea de diferentes tipos de combustibles, como plásticos y biomasa, para mejorar la producción de gas y la eficiencia del proceso.

DOE (Diseño de Experimentos): metodología estadística utilizada para planificar y analizar experimentos con el fin de optimizar procesos y entender la influencia de diferentes variables.

Economía circular: modelo económico que busca mantener el valor de los productos, materiales y recursos en la economía durante el mayor tiempo posible, minimizando la generación de residuos.

Energía eléctrica: forma de energía resultante del movimiento de electrones que se utiliza para alimentar dispositivos y sistemas eléctricos.

Gas de síntesis (Syngas): mezcla de gases, principalmente hidrógeno, monóxido de carbono y metano, producida a través de procesos como la gasificación, que puede ser utilizada como combustible o materia prima en la producción de químicos.

Gasificación: proceso termoquímico que convierte materiales orgánicos o inorgánicos en un gas combustible mediante la aplicación de calor en un ambiente controlado con poco oxígeno.

Gestión sostenible: estrategias y prácticas que buscan manejar los recursos de manera que se minimicen los impactos negativos en el medio ambiente y se promueva el bienestar social y económico.

Impacto ambiental: efectos que las actividades humanas tienen sobre el medio ambiente, incluyendo la contaminación, la degradación de ecosistemas y la pérdida de biodiversidad.

Relación de aire a MSW: proporción de aire introducida en el proceso de gasificación en relación con la cantidad de residuos sólidos, que afecta la producción de gas y la formación de contaminantes.

Relación de vapor a MSW: proporción de vapor utilizada en el proceso de gasificación en relación con la cantidad de residuos sólidos municipales, que influye en la eficiencia y la calidad del gas producido.

Residuos plásticos: materiales desechados que están compuestos principalmente de polímeros sintéticos, los cuales son utilizados en una variedad de productos y empaques.

Residuos Sólidos Municipales (RSM): son aquellos desechos, basura o desperdicio que se generan en los núcleos urbanos o en sus zonas de influencia; en este proyecto es el AMB.

Salud humana: estado de bienestar físico, mental y social de las personas, que puede verse afectado por la exposición a contaminantes y residuos en el medio ambiente.

Simulación de procesos: técnica que utiliza modelos computacionales para replicar el comportamiento de un sistema o proceso en condiciones controladas, permitiendo el análisis y la optimización de variables.

Sistema Único de Información de Servicios Públicos Domiciliarios: en sus siglas en español, SUI. Sistema único de información del sector de servicios públicos domiciliarios en Colombia, encargado de recoger, almacenar, procesar y publicar información reportada por parte de empresas prestadoras y entidades territoriales.

TEA (Estudios Tecno-económicos): análisis integral que vincula el desempeño técnico y económico de un proceso, evaluando factores como la eficiencia, costos y retorno de inversión.

Tecnologías de valorización: métodos y procesos que transforman residuos en recursos útiles, como energía o materiales reciclables, contribuyendo a la reducción de desechos y la sostenibilidad.

WtE (*Waste to Energy*): proceso de conversión de residuos en energía, que incluye tecnologías como la incineración, gasificación y digestión anaeróbica.

Resumen

Título: Gasificación de residuos plásticos provenientes del AMB para la producción de energía eléctrica: Un estudio de simulación a escala piloto.*

Autor: Lynda Valentina Carreño Villarreal.**

Palabras Clave: Residuos plásticos, Gasificación, Impacto ambiental, Energía eléctrica, Simulación, valorización de Tecnologías.

Descripción: Con la finalidad de aprovechar una fracción de los Residuos plásticos generados en el área metropolitana de Bucaramanga (AMB), se propone un modelo de simulación a escala piloto para la gasificación de plásticos compuestos que se reportan el Planes de gestión integral de residuos sólidos de Bucaramanga principalmente constituido por: propileno de bajo densidad (LDPE), con un 38,59% del total, PET (15,79%), poliestireno (PS) con un 16,69%, polietileno de alta densidad (HDPE) 10,89%. El PP Polipropileno 4,59%. Logrando un rendimiento del 68 respecto a los residuos, generando 23,7 kg/h de gas de síntesis, con una diferencia del 8.4% y 2.4% respectivamente comparado con datos experimentales. Integrando un ciclo Rankine se evaluó la proyección de producción eléctrica la cual fue de 570 kW. Logrando abastecer aproximadamente a 380 hogares de la región. Con emisiones anuales cercanas a 264 toneladas de CO₂ equivalente.

Así mismo, se realizó un análisis de sensibilidad revelando que el aire como agente gasificante, a una temperatura óptima de 1073 K y una relación aire/residuo de 1,4, maximiza la producción de energía, alcanzando hasta 1000 kW. Se estima que esta tecnología tendría unos costos de inversión de 3,04 millones de USD para los Capex, donde el gasificador representa el mayor costo (54,6%), 742 mil USD para los costos operativos anuales y el costo de manufactura (COM) totalizó 2,07 millones USD. A pesar de estos costos, el análisis financiero con una TIR del 10% arrojó un VPN negativo de -0,75 millones USD, indicando necesidad de ajustes para viabilidad económica. Finalmente se propone un mapa de ruta tecnológica con implementación progresiva hasta 2050, basada en viabilidad técnica, económica y ambiental, promoviendo la valorización y gestión responsable de residuos plásticos.

* Tesis de Maestría.

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Giovanni Morales Medina. Doctor en Ingeniería Química.

Abstract

Title: Gasification of Plastic Waste from the AMB for Electricity Generation: A Pilot-Scale Simulation Study. *

Author: Lynda Valentina Carreño Villarreal. **

Key Words: plastic waste, gasification, environmental impact, electrical energy, simulation, technology valorization.

Description: In order to utilize a portion of the plastic waste generated in the Metropolitan Area of Bucaramanga (AMB), a pilot-scale simulation model is proposed for the gasification of composite plastics identified in Bucaramanga's Integrated Solid Waste Management Plans. The waste stream is primarily composed of low-density polyethylene (LDPE, 38.59%), polyethylene terephthalate (PET, 15.79%), polystyrene (PS, 16.69%), high-density polyethylene (HDPE, 10.89%), and polypropylene (PP, 4.59%). The process achieved a yield of 68% relative to the input waste, producing 23.7 kg/h of synthesis gas, with deviations of 8.4% and 2.4% compared to experimental benchmarks. By integrating a Rankine cycle, the projected electricity generation reached 570 kW, which could supply approximately 380 households in the region. Estimated annual emissions were around 264 tonnes of CO₂ equivalent.

A sensitivity analysis revealed that air, used as the gasifying agent at an optimal temperature of 1073 K and an air-to-waste ratio of 1.4, maximized energy output, reaching up to 1000 kW. The capital expenditure (CAPEX) for implementing this technology was estimated at USD 3.04 million, with the gasifier accounting for the largest share (54.6%). Annual operational costs were estimated at USD 742,000, while the total Cost of Manufacturing (COM) amounted to USD 2.07 million. Despite these figures, the financial analysis—assuming a 10% internal rate of return (IRR)—yielded a negative net present value (NPV) of USD -0.75 million, indicating the need for further optimization to ensure economic feasibility. Finally, a technology roadmap is proposed for progressive implementation through 2050, grounded in technical, economic, and environmental feasibility, and aimed at promoting the valorization and responsible management of plastic waste.

** Physicochemical Engineering Faculty. School of Chemical Engineering. Advisor: Giovanni Morales Medina. PhD in Chemical Engineering.

Introducción

La falta de control en la gestión y disposición final de los residuos plásticos ha conllevado a una crisis ambiental que cada día crece y es visible a nivel mundial, con efectos perjudiciales sobre los diversos ecosistemas donde terminan, así como para la salud pública como lo afirma la OMS, 2024. Algunas alternativas de aprovechamiento para estos residuos como lo es la incineración, la cual busca dar un segundo uso a estos desechos generados energía eléctrica, no son del todo favorables debido a que pueden generar emisiones de compuestos contaminantes como NO_x, SO_x, CO₂ y metales pesados (National Research Council, 2018). Esta situación es reflejada a nivel local en el Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB), la gestión de residuos actualmente enfrenta limitaciones (Franco, Lady J. et al., 2018) y se hizo más notoria después de la pandemia, agravando la sobrecarga de los sistemas de disposición final. Esto ha impulsado la necesidad de identificar soluciones sostenibles que permitan una gestión responsable y eficiente (Ng et al., 2014).

En la búsqueda de alternativas más sostenibles, la gasificación es actualmente una de las tecnologías de combustión más extendida para el aprovechamiento energético de fuentes de carbono como el plástico, representando aproximadamente el 65% de su uso a nivel global para generar alrededor de 100 EJ de energía (The International Renewable Energy Agency, 2012). Para el año 2020, la IEA Bioenergy reportó la operación de 686 gasificadores a nivel mundial, de los cuales 272 estaban dedicados a la producción de gas de síntesis a gran escala, con una capacidad energética cercana a los 300 GWth, lo que se traduce en aproximadamente 1.1 GWth por gasificador instalado (Bioenergy, 2020).

Con el propósito de generar estrategias para la mitigación del daño ambiental este proyecto busca evaluar la viabilidad de dicha tecnología en el contexto del AMB, empleando simulación de procesos a escala piloto.

1. Hipótesis

La simulación a escala piloto del proceso de gasificación de residuos plásticos del AMB puede conducir a la evaluación de su potencial técnico y económico para la producción de energía eléctrica, presentando además un perfil de emisiones de CO₂ potencialmente menor en comparación con la generación eléctrica convencional, lo cual fundamentará un mapa de ruta que puede ser implementado en la región

2. Objetivos

2.1 Objetivo General

Evaluar mediante simulación el proceso de gasificación de residuos plásticos provenientes del Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB) a escala piloto, analizando su potencial para la producción de energía eléctrica y su prefactibilidad económica.

2.2 Objetivos Específicos

- Simular en Aspen Plus el proceso de gasificación a escala piloto de distintos residuos plásticos reportados en el AMB, evaluando su potencial de generación de energía.
- Estimar los costos de inversión (CAPEX) y operación (OPEX), y desarrollar una proyección de flujo de costos, evaluando la prefactibilidad económica de la generación de energía eléctrica a partir de la gasificación a escala piloto de residuos plásticos del AMB.
- Cuantificar las emisiones de CO₂ del proceso de gasificación bajo normativa y analizando su potencial de reducción en relación con la generación eléctrica convencional.
- Elaborar un mapa de ruta a 25 años para la implementación piloto de la gasificación en el AMB, basado en la consolidación de los resultados técnicos, económicos y de emisiones, estableciendo así una línea base para su desarrollo futuro.

3. Estado del Arte y Marco Teórico

3.1 Efectos de los Residuos Plásticos en el Medio Ambiente: Perspectiva Mundial y Colombiana

Los plásticos son fundamentales en diversas industrias y actividades humanas debido a su versatilidad y rentabilidad, pero su larga degradación, que tarda más de 100 años (Rajmohan et al., 2019), plantea serios desafíos ambientales. La pandemia de COVID-19 intensificó este problema al generar enormes cantidades de desechos plásticos y médicos, incluyendo 2.600 toneladas de residuos no infecciosos y 144.000 toneladas adicionales vinculadas a la vacunación, lo que ha ejercido una fuerte presión sobre los sistemas de gestión de desechos a nivel mundial (Chatterjee et al., 2022).

La demanda de plásticos ha aumentado de manera significativa en los últimos años, especialmente en sectores como el empaque y el uso médico. En particular, el empaque para comida a domicilio y otros servicios relacionados representa aproximadamente el 40% del total de la demanda, utilizando materiales como el polipropileno (PP), el polietileno de baja densidad (LDPE), el polietileno de alta densidad (HDPE), el tereftalato de polietileno (PETE) y el poliestireno (PS) (PlasticsEurope, 2019).

De acuerdo con PlasticsEurope, este crecimiento continuará en diversas áreas, se prevé un aumento significativo en la demanda de plásticos, con un crecimiento proyectado del 4% en productos para el hogar, el ocio y los deportes. En otros sectores, como el médico, la demanda podría aumentar hasta un 17%. En la agricultura, el crecimiento estimado es del 3%, mientras que

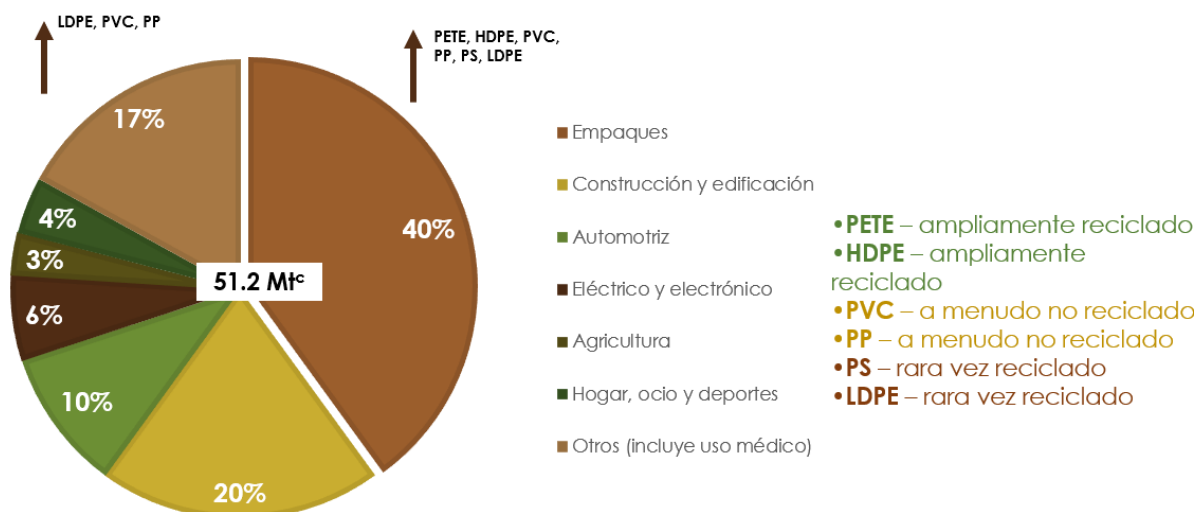
en la industria electrónica y eléctrica se espera un aumento del 6%. Este panorama muestra cómo los plásticos siguen siendo fundamentales para la evolución de múltiples industrias.

Sin embargo, la expansión de la demanda también plantea desafíos en términos de sostenibilidad. Aunque los plásticos más demandados incluyen materiales como el PP, LDPE, HDPE, PETE, PS y el policloruro de vinilo (PVC), no todos estos presentan las mismas oportunidades de reciclaje. El PS, LDPE y PVC, por ejemplo, tienen tasas de reciclaje más bajas, mientras que plásticos como el HDPE y el PETE son ampliamente reciclados, lo que resalta la importancia de desarrollar soluciones para mejorar el reciclaje y la reutilización de plásticos en el futuro.

En la Figura 1 se observa la demanda de plásticos, que podría aumentar entre un 10% y un 20% para materiales como PS, LDPE, PVC, PP, HDPE y PETE en los próximos años. Este incremento está relacionado principalmente con la expansión del uso de plásticos en sectores clave como el envasado, impulsado por el crecimiento del comercio electrónico y la demanda de productos de consumo, así como en aplicaciones médicas, debido a la necesidad de equipos de protección personal (EPP) y otros productos sanitarios PlasticsEurope (2019). Este aumento en la demanda refleja tanto las tendencias globales de consumo como los avances en la tecnología de los materiales plásticos.

Figura 1

Demanda de plásticos por segmentos y el incremento esperado en plásticos de uso médico y de empaque.



Nota. Tomado y adaptado de PlasticsEurope (2019).

Entre los impactos negativos derivados de la permanencia de los residuos plásticos en el medio ambiente se destacan los siguientes:

- **Contaminación de suelos y aguas:** Los fragmentos de plástico pueden infiltrarse en los suelos, afectando la calidad del agua subterránea y contaminando los cuerpos de agua superficiales (Priya et al., 2023).
- **Fragmentación en micro plásticos:** Los plásticos, expuestos a la radiación solar y las fuerzas mecánicas, se fragmentan en partículas cada vez más pequeñas, conocidas como micro plásticos, que pueden ser ingeridos por organismos acuáticos y terrestres, ingresando así a la cadena alimentaria (Whitacre, 2012).

- **Acumulación en ecosistemas marinos:** Los océanos son los principales receptores de los residuos plásticos, formando grandes islas de plástico y afectando la biodiversidad marina (Priya et al., 2023).
- **Liberación de sustancias químicas:** Muchos plásticos contienen aditivos químicos que pueden ser liberados al medio ambiente durante su ciclo de vida, contaminando suelos, aguas y aire (Chowdhury et al., 2023).
- **Impactos en la salud humana:** La ingestión de micro plásticos y la exposición a sustancias químicas provenientes de los plásticos se asocian a diversos problemas de salud, incluyendo trastornos endocrinos y enfermedades crónicas (Funari et al., 2023).

En Colombia, al igual que diversos países, se enfrenta un desafío significativo en la gestión de los residuos plásticos. Por esto, La Ley 2232 de 2022 promulgada en Colombia establece un marco normativo para la reducción gradual de la producción y el consumo de ciertos productos plásticos de un solo uso a partir del año 2023, con el objetivo de mitigar los impactos ambientales negativos asociados a estos materiales.

A pesar de los esfuerzos realizados, la producción y el consumo excesivo de plásticos, especialmente de un solo uso, continúan siendo un problema ambiental de gran envergadura. El país se ha convertido en uno de los principales generadores de residuos en América Latina, con una generación per cápita de 0,76 kg/día, de los cuales 12,8% son de tipo plásticos (Franco et al., 2018). Según el Primer Balance de Energía Útil para Colombia y Cuantificación de las Pérdidas Energéticas Relacionadas y la Brecha de Eficiencia Energética (Unidad de Planeación Minero-Energética (UPME), 2019) así como el Informe Sectorial de la Actividad de Aprovechamiento (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (SSPD), 2020a), la producción de residuos

plásticos en 2020 alcanzó un incremento del 132% en comparación con el año anterior, impulsado principalmente por el consumo de plásticos de un solo uso (27% de los residuos generados).

En la Tabla 1, se muestran los datos proporcionados por los informes nacionales de disposición de residuos sólidos desde el año 2018 hasta el último informe, año 2021, reportados por la Superintendencia de Servicios Públicos, así como los informes sectoriales de la actividad de aprovechamiento desde el año 2018 al 2020, publicados en septiembre del 2022 (SSPD, 2020a).

Tabla 1

Toneladas anuales de Residuos Sólidos Municipales (RSM) dispuestos y aprovechados en Colombia

Año	Disposición final de residuos sólidos (t/año)	Toneladas anuales aprovechadas	Toneladas aprovechadas de plásticos
2017	10.327.551	529.447	
2018	11.305.133	972.793	97.279,3
2019	11.329.915,34	1.407.785	211.168
2020	11.600.849,21	1.903.269	494.850
2021	11.952.440,90	1.960.201	
2022	11.983.709,70		

Nota. Adaptado de los informes nacionales de la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (SSPD) desde el año 2018 al 2022.

Como se puede observar, entre 2017 y 2022 la disposición final de residuos sólidos en Colombia mostró un crecimiento constante, pasando de 10.327.551 toneladas en 2017 a 11.983.709,70 toneladas en 2022, lo que refleja un aumento sostenido en la generación de residuos debido al crecimiento poblacional y los hábitos de consumo. A pesar de este aumento en la generación de residuos, su aprovechamiento ha mejorado significativamente. En 2017, se aprovecharon 529.447 toneladas de residuos, cifra que creció considerablemente en los años

siguientes, alcanzando 972.793 toneladas en 2018, 1.407.785 toneladas en 2019 y 1.903.269 toneladas en 2020.

En 2021, el aprovechamiento fue incrementado en 1.960.201 toneladas, reflejando avances en las prácticas de reciclaje y la mejora en la recuperación de materiales. En cuanto a los plásticos, su aprovechamiento también ha mostrado una notable mejora: en 2018, se aprovecharon 97.279,3 toneladas de plásticos, lo que representó aproximadamente un 10% del total aprovechado, y en 2020, esa cifra creció a 494.850 toneladas, un aumento del 134% respecto al año anterior. Sin embargo, no se reportaron datos específicos sobre el aprovechamiento de plásticos en 2021 y 2022, lo que limita el análisis de esta tendencia en los últimos dos años.

De igual manera, la SSPD reportó que la tasa de aprovechamiento de residuos en el AMB es de solo del 3%, lo cual está por debajo de otras ciudades como Bogotá y Medellín que alcanzan entre el 20% y 30%. Esta baja tasa se atribuye a factores como: falta de infraestructura de separación en la fuente, limitada oferta de centros de acopio y baja conciencia ciudadana. Por lo tanto, es favorable comenzar a desarrollar enfoques integrales que contemplen desde la clasificación y recolección hasta el reciclaje y la reutilización, así como la creación de normativas que fomenten una economía circular. Estas acciones son cruciales para reducir la acumulación de plásticos en los vertederos y sus efectos adversos en el medio ambiente. Igualmente, esta situación evidencia la urgente necesidad de implementar estrategias más eficientes, como la expansión de programas de recolección selectiva, la creación de centros de acopio comunitarios y la promoción de campañas de educación ambiental.

3.2 Impacto Ambiental del Plástico y su Gestión durante el COVID-19

Durante los brotes de COVID-19 y los diferentes picos de la pandemia se generaron distintos tipos de desechos médicos y peligrosos, incluidos: máscaras, guantes, caretas, batas

antifluído y otros equipos de protección infectados, junto con un mayor volumen de artículos no infectados de la misma naturaleza (UNEP, 2020). A su vez, el uso de elementos de protección personal (EPP), especialmente las mascarillas desechables, se disparó durante la pandemia, con estimaciones de hasta 3.400 millones de mascarillas desechadas diariamente. Este aumento ha contribuido significativamente al volumen de residuos plásticos, complicando aún más la situación de la contaminación ambiental y la gestión de desechos, que ya era un problema crítico antes de la crisis sanitaria (Benson et al., 2021). Una explicación sobre el aumento desmesurado de estos residuos se puede visualizar en la Figura 2. Aunque se ha demostrado que los plásticos no son mejores que otros materiales para retención de virus y bio-protección, su carácter desechable se considera como una importante ventaja por parte de los consumidores que priorizan la higiene (Klemeš, Van Fan & Jiang, 2020).

Figura 2

Implicaciones de la pandemia de COVID-19 en la generación de residuos plásticos.



Nota. Adaptado de Vanapalli et al., 2021.

La OMS recomienda incrementar la eficacia en el manejo y el tratamiento de estos residuos; esto sugiere un cambio estructural y funcional en el manejo de residuos sólidos plásticos, lo cual implicaría nuevas reglas de clasificación, recolección, separación, transporte, tratamiento y almacenamiento hasta la eliminación de los mismos (Flores-Arévalo, 2020), así como importantes aspectos asociados que incluyen la desinfección, la protección y la formación del personal (Klemeš, Van Fan et al., 2020).

3.2.1 Residuos Plásticos en Bucaramanga

Bucaramanga también ha presentado un notable aumento de residuos plásticos en los últimos años. Una magnitud de este incremento puede ser definida considerando que un estimado de 494.850 t de plásticos fueron reportados como aprovechados durante el 2020, con un incremento significativo respecto a las 211.167 t del año anterior. Este aumento se atribuye al incremento en el uso de productos desechables como mascarillas, guantes y envases, que han sobrecargado los sistemas de reciclaje (Flores-Arévalo, 2020). A pesar de este crecimiento en la generación de plásticos, el procesamiento de estos residuos ha mostrado un menor crecimiento, en parte debido a la incertidumbre en la gestión de residuos durante la pandemia, especialmente en relación con los desechos biológicos.

Según el Informe Nacional de Residuos Sólidos del año 2022 (SSPD, 2023b), el AMB generó un 29,72% de los residuos sólidos urbanos (RSU) del país, con un incremento anual estimado del 10-15%, atribuido al crecimiento poblacional y a problemas en los sitios de disposición (Franco Antolinez et al., 2018). Los datos de la Tabla 2 muestran la generación de residuos sólidos en el AMB. Según esta tabla, entre 2020 y 2022 la generación de residuos municipales sólidos en el AMB mostró variaciones notables. En 2020, se generaron 349.855,38 toneladas de residuos (SSPD, 2021), cifra que aumentó levemente en 2021 a 355.953,12 toneladas

(SSPD, 2023a), un incremento del 1,7%. Sin embargo, en 2022, la cifra cayó drásticamente a 179.866,10 toneladas (SSPD, 2023b), lo que representa una disminución del 49,5% en comparación con el año anterior. Esta caída se ve influenciada por la falta de reporte de datos en 2022 por parte de varios municipios clave, como Floridablanca, Girón y Piedecuesta, lo que podría distorsionar el análisis. Bucaramanga, el municipio con mayor población, mostró una fluctuación en los residuos generados: un aumento leve en 2021 y una caída en 2022. La ausencia de información completa para 2022 sugiere que la cifra total no refleja con precisión la realidad de la generación de residuos en el AMB, lo que indica la necesidad de revisar los sistemas de reporte y monitoreo en la región para garantizar la fiabilidad de los datos y entender mejor las causas de la disminución observada.

Tabla 2

Residuos municipales sólidos en el AMB para el periodo 2020-2022

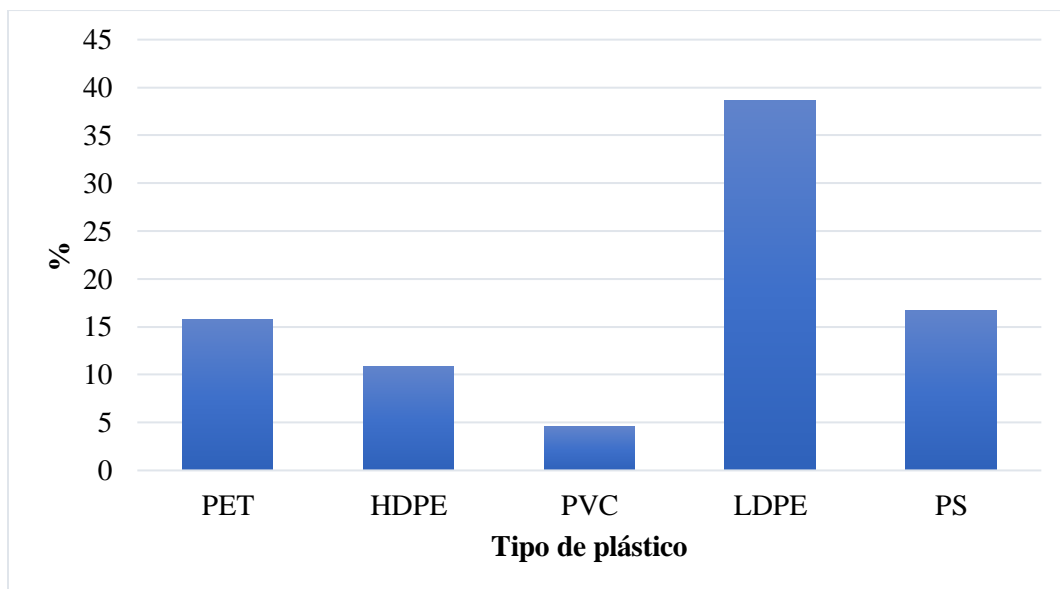
Toneladas anuales generadas de basuras sólidas en el AMB en el año 2020		Toneladas anuales generadas de basuras sólidas en el AMB en el año 2021		Toneladas anuales generadas de basuras sólidas en el AMB en el año 2022	
Bucaramanga	188.230,01	Bucaramanga	192.873,77	Bucaramanga	179.866,10
Floridablanca	75.786,40	Floridablanca	74795,56	Floridablanca	No reporta
Girón	48.096,60	Girón	50451,52	Girón	No reporta
Piedecuesta	37.742,37	Piedecuesta	37832,27	Piedecuesta	No reporta
Total 2020	349.855,38	Total 2021	355.953,12	Total 2022	179.866,10

En el Plan General de Gestión de Residuos Sólidos (PGIRS) 2022-2033 del AMB (Alcaldía de Bucaramanga, 2022), se indica que el 17% de los residuos enviados a relleno sanitario son plásticos, pero solo se recupera el 20% de ellos. La contaminación y la falta de mercado complican la recuperación. De igual manera, El PGIRS clasificó los residuos por el tipo de material

procesado, como se muestra en la Figura 3. De esta figura es posible mencionar que la mayor cantidad de residuo plástico en el AMB corresponde a polietileno de baja densidad (LDPE), con un 38,59% del total, lo que indica que este material es el más prevalente en la composición de los residuos plásticos en la región. A continuación, le siguen otros plásticos como el PET (15,79%) y el poliestireno (PS) con un 16,69%, mientras que el polietileno de alta densidad (HDPE) representa un 10,89%. El PVC, por su parte, constituye el porcentaje más bajo, con un 4,59%. Estos datos reflejan la variedad de tipos de plásticos que se gestionan y la necesidad de desarrollar estrategias de reciclaje específicas para cada tipo de material, especialmente para el LDPE, que ocupa la mayor proporción del total de residuos plásticos.

Figura 3

Distribución de Residuos Plásticos en el Área Metropolitana de AMB



Nota. Información tomada y adaptada de PGIRS, 2022

El aumento de los residuos plásticos en el AMB representa una amenaza significativa para el medio ambiente, provocando problemas como la contaminación en los acuíferos, cuerpos de agua y del suelo. De igual forma, la eliminación inadecuada de tales residuos puede derivar en

problemas de salud pública, facilitando la propagación de enfermedades. Desde una perspectiva económica, la gestión ineficiente de los plásticos podría incrementar los costos de eliminación de residuos y hacer que se pierdan oportunidades valiosas para el reciclaje y la recuperación de recursos. Estos datos reflejan la necesidad urgente de mejorar la gestión y el reciclaje de plásticos en Bucaramanga para reducir el impacto ambiental y aprovechar mejor estos materiales. Para abordar esta crisis, es fundamental que el AMB implemente políticas de gestión de residuos más efectivas e invierta en la infraestructura necesaria para incrementar el reciclaje o iniciar el aprovechamiento energético, reduciendo la cantidad de residuos.

3.3 Procesos *Waste-to-Energy* (WtE)

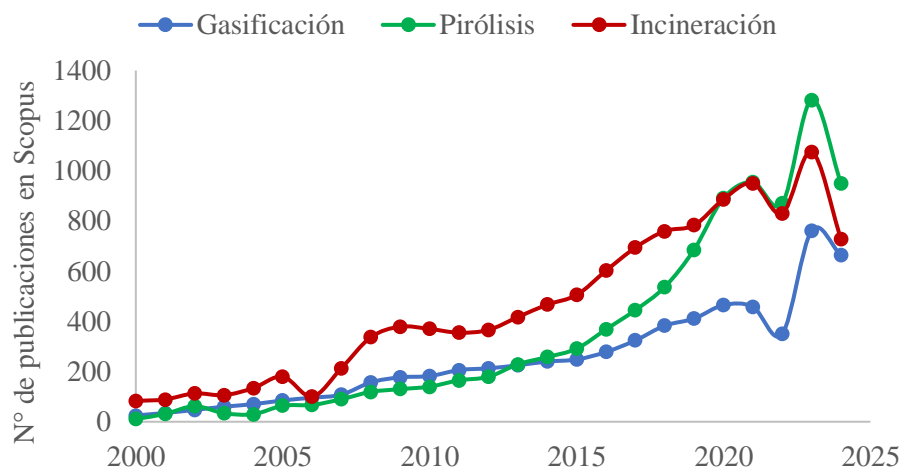
Los procesos de conversión o aprovechamiento energético de los desechos (*Waste-to-Energy*, WtE) son tecnologías que transforman los residuos no reciclables en energía útil como calor y electricidad. En las plantas WtE, a través de procesos térmicos, como la incineración, la pirólisis o la gasificación, se extrae la energía contenida en materiales de desecho (Barrera-Zapata & Cardona-Giraldo, 2022). Esta energía puede ser utilizada para generar electricidad, calefacción o enfriamiento. Con la generación eléctrica WtE, un país puede diversificar su matriz energética, reduciendo la dependencia de combustibles fósiles. Asimismo, los procesos WtE en algunos casos permiten la recuperación de materiales valiosos, como metales de las cenizas, y brindan una opción para el tratamiento de desechos peligrosos o difíciles de manejar (Hsu et al., 2024).

La Figura 4 muestra la variación en el número de documentos reportados en Scopus y dirigidas al estudio de los métodos aplicados en los procesos WtE, desde el año 2000 al mes de septiembre del 2024. Según esta figura, la incineración ha sido la tecnología predominante desde el 2000. Sin embargo, en los últimos años, la pirólisis y la gasificación han experimentado un crecimiento significativo, sobre todo en el tratamiento de residuos plásticos. Las tecnologías en

cuestión presentan ventajas como la producción de combustibles y productos químicos de alto valor agregado, lo que las posiciona como opciones atractivas para el futuro de la gestión de residuos. A continuación, se detallan los fundamentos de estos métodos.

Figura 4

Número de Publicaciones en Scopus (2000-2024) Relacionadas con Gasificación, Pirólisis e Incineración Aplicadas a Plásticos en Tecnologías Waste-to-Energy



Nota. Resultados obtenidos utilizando la ecuación de búsqueda: “pyrolysis” OR “incineration” OR “gasification”) AND (“Waste-to-Energy” OR “WtE”) AND (“plastics”) AND (“evolution” OR “technologies” OR “advancements”) AND (“articles” OR “patents” OR “theses” OR “dissertations”).

3.3.1 Incineración

La incineración es un proceso de recuperación energética que ha sido aplicada en el manejo de RSM, reduciendo de manera efectiva la cantidad de materiales enviados a rellenos sanitarios (Waste Management Association, 2020). Este método elimina desechos mediante su quema controlada en un horno o incinerador que opera entre 800°C a 1450°C, convirtiéndolos en cenizas, gases y calor. Los principales productos de este proceso, igual que otros procesos de combustión,

son el dióxido de carbono y vapor de agua (National Research Council, 2018). En términos de eficiencia, las plantas de incineración modernas generan entre un 20% y un 30% de energía en forma de electricidad, y algunas plantas avanzadas pueden alcanzar hasta un 70% de eficiencia en cogeneración (International Energy Agency (IEA), 2019). A nivel mundial, aproximadamente 40 millones de toneladas de residuos son incineradas al año en Europa y 10 millones en Japón (Eurostat, 2021; Japan Waste Management Association, 2020). Las plantas de incineración pueden generar desde 5 MW hasta 100 MW, dependiendo de su tamaño y tecnología (IEA, 2022).

Aunque la incineración ayuda a reducir residuos y producir energía, también genera emisiones de CO₂ y otros contaminantes. Sin embargo, las tecnologías más recientes han mejorado el control de estas emisiones (European Environment Agency, 2020).

La incineración ha sido ampliamente utilizada en países como Japón y Alemania, donde se considera un componente esencial en la gestión de residuos. Japón, por ejemplo, desde la década de 1990, ha implementado políticas de gestión de residuos que priorizan la incineración y el reciclaje. Su enfoque se basa en la minimización de residuos y la maximización de la recuperación de energía, lo que ha llevado a una notable reducción de la dependencia de vertederos. Este país ha desarrollado un sistema robusto en el que aproximadamente el 74% de los residuos sólidos urbanos se incineran. Tal enfoque no solo reduce la cantidad de desechos que terminan en vertederos, sino que también genera energía (Singh, Afzal et al., 2022).

De otro lado, con una política de "cero residuos" en mente, Alemania ha avanzado significativamente en la incineración y el reciclaje. El país cuenta con infraestructuras avanzadas para la incineración que cumplen con estándares ambientales estrictos, reduciendo el impacto ambiental de los residuos (Li et al., 2024). Asimismo, este país exige estándares estrictos de

temperatura (alrededor de 1000°C) para garantizar una incineración segura y eficiente, reflejando su compromiso con la sostenibilidad ambiental (Urbaniec et al., 2016).

3.3.2 Pirólisis

La pirólisis también es un proceso de descomposición térmica; sin embargo, este se desarrolla sin llama directa y en ausencia de oxígeno. La principal distinción entre pirólisis y otras técnicas termoquímicas de conversión es que, la primera permite convertir los residuos en combustibles gaseosos, líquidos y sólidos. Estos productos pueden ser almacenados y después ser utilizados como fuente de energía en hornos, calderas o en motores de combustión interna (Ikäheimo et al., 2019). La temperatura de operación de la pirólisis se encuentra entre 300°C y 900°C, según el tipo de material de desecho (Miandad et al., 2016).

La pirólisis ha ganado atención como un método innovador para tratar residuos plásticos, y países como Estados Unidos ya han comenzado a explorar su potencial (Dai et al., 2022). La posibilidad de convertir plásticos en combustibles y productos químicos valiosos representa una oportunidad significativa para reducir la contaminación plástica y recuperar recursos. Estados Unidos genera aproximadamente 35 millones de toneladas métricas de residuos plásticos al año, de las cuales solo el 9% se recicla. La pirólisis emerge como una alternativa prometedora para gestionar este excedente, con el potencial de producir 5 millones de toneladas de combustible a partir de residuos plásticos.

Como se aprecia en la Figura 4, recientemente, se han incrementado los estudios sobre la pirólisis como una solución viable para transformar plásticos en energía, resaltando la necesidad de tecnologías más sostenibles en el tratamiento de desechos. En los últimos 5 años, el número de empresas que investigan y desarrollan tecnologías de pirólisis en Estados Unidos ha aumentado en

un 20%. Actualmente, existen más de 50 compañías operando en este sector, lo que indica un creciente interés en esta tecnología.

3.3.3 Gasificación

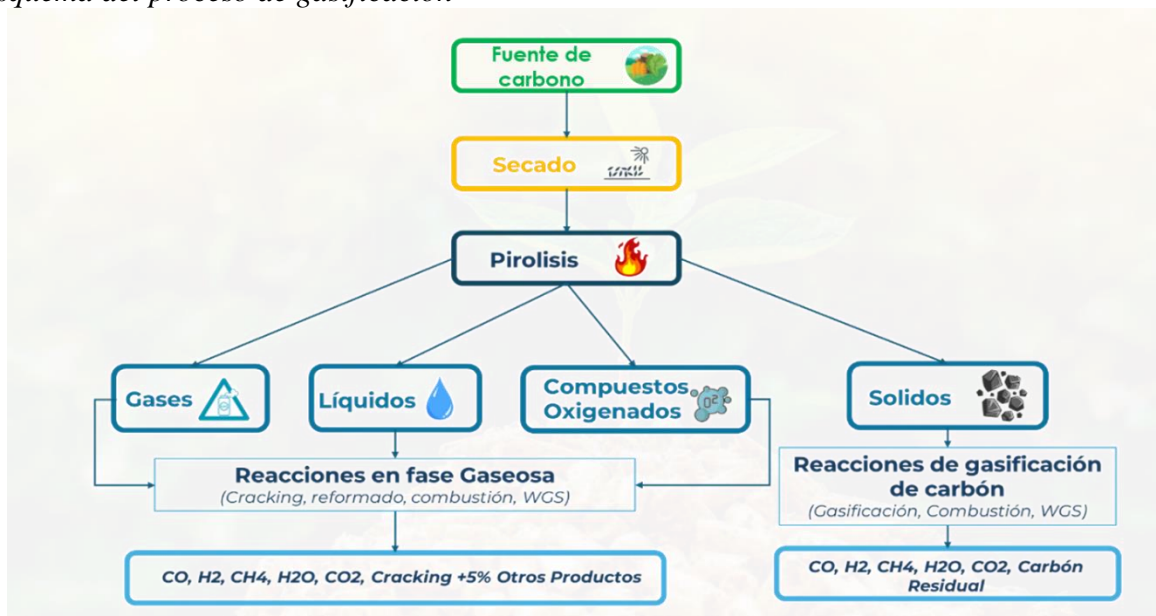
Después de presentar una visión general de la incineración y la pirólisis como métodos WtE, la atención se dirigirá ahora a la gasificación. Esta tecnología se examinará con mayor detalle debido a su potencial para la conversión eficiente de residuos plásticos en energía y otros productos valiosos, lo que la convierte en un área de creciente interés y el foco principal de esta investigación.

La gasificación es un proceso utilizado en la conversión de los RSM en gas de síntesis o syngas. El gas de síntesis es una mezcla gaseosa formada principalmente por CO y H₂ junto con otros compuestos que aparecen en menor proporción, como CO₂ y CH₄ (Monir et al., 2020). Durante la gasificación, los residuos son sometidos a elevadas temperaturas para experimentar una combustión incompleta con un agente gasificante que actúa como comburente (Monir et al., 2020).

En la Figura 5, se ilustra un esquema del proceso el cual consta dos etapas principales, el acondicionamiento de la materia prima por secado y un proceso de pirólisis que, lo que conllevan a la generación de reacciones, obteniendo como resultado un residuo sólido y el gas de síntesis. Cabe destacar que el syngas obtenido se caracteriza por presentar impurezas como alquitranes, compuestos de azufre, entre otros, que, por lo general, deben ser eliminados antes de su uso (Sikarwar et al., 2016).

Figura 5

Esquema del proceso de gasificación



Nota. Tomado y adaptado de Sikarwar et al. (2016).

El gas de síntesis proviene principalmente de materia prima que puede ser tanto un recurso renovable (biomasa) como no renovable (carbón, petróleo, residuos plásticos, etc.). Aunque la producción de gas de síntesis se ha basado tradicionalmente en el empleo del gas natural, carbón o fracciones derivadas del petróleo como materia prima, los elevados contenidos de azufre y de metales son razones para sustituir esta materia prima por biomasa y residuos sólidos municipales (Monir et al., 2020; Mondal et al., 2011).

El gas de síntesis puede ser quemado para la producción de calor y energía eléctrica (Waldheim, 2018). El plástico seco y triturado ingresa al reactor de gasificación, el cual puede ser de lecho fluidizado, de lecho fijo o un reactor de gasificación de flujo ascendente, empleando alta temperatura (700-1200°C) y en un ambiente controlado para evitar combustión completa. El gas de síntesis puede ser procesado y utilizado como combustible en turbinas de gas o motores de combustión interna para generar electricidad o calor.

La gasificación se ha utilizado en algunos países europeos, como Suecia y Dinamarca, como una forma eficiente de convertir residuos en energía. Estos países han integrado sistemas de recuperación de energía en su gestión de residuos, destacándose por su capacidad para utilizar el gas de síntesis producido en procesos de gasificación.

Suecia. Con más del 50% de sus residuos sólidos urbanos incinerados, Suecia ha establecido un modelo de gestión que incluye la gasificación y la recuperación de energía. Su enfoque innovador ha permitido al país reducir drásticamente la cantidad de residuos enviados a vertederos (Cudjoe & Zhu, 2024).

Dinamarca. Similar a Suecia, Dinamarca ha adoptado la gasificación y la incineración como métodos principales de tratamiento de residuos. La política danesa prioriza la sostenibilidad y la eficiencia energética, integrando estas tecnologías en su infraestructura de gestión de residuos (Arena et al., 2011).

3.3.3.1 Tipos de Gasificador. El gasificador es responsable de obtener la composición del gas deseada y de garantizar una producción estable para las aplicaciones aguas abajo. Los gasificadores se clasifican por el método de contacto que utilizan entre las fases sólida (componente rico en carbono) y gaseosa (agente oxidante). Según el tipo de contacto, las características y capacidades de los reactores difieren considerablemente y pueden agruparse en tres tipos: Gasificadores de lecho fijo, lecho fluidizado y de arrastre (Puig-Gamero et al., 2021). Además de estas clasificaciones clásicas, recientemente han surgido gasificadores en condiciones supercríticas y de plasma, tal y como se muestra en Tabla 3.

Tabla 3*Características de los diferentes modelos de gasificador*

Parámetro	Lecho Fijo	Fluidizado	Lecho Arrastre Móvil
Aplicación	Baja	Alta	Media
Tamaño de Partícula	< 51 mm	< 0.15 mm	< 6 mm
Temperatura de Salida	450-650°C	>1260°C	800-1000°C
Temperatura de Reacción	1090°C	1990°C	800-1000°C
Naturaleza de Cenizas	Carbón	Carbón	Carbón y Residuos plásticos
Eficiencia de Gas Frío	Baja	Alta	Media
Requerimiento de Vapor Seca	80%	80%	89%
Problemas de Operación	Enfriamiento	Los finos elevan la caída de presión	Produce alquitrán
Conversión de Carbón del Gas	Alta	Baja	Media

Nota. Información tomada y adaptada del estudio reportado por Waldheim, (2018)

Considerado los tres tipos principales (lecho fijo, lecho de arrastre móvil y lecho fluidizado), cada uno tiene características distintas que afectan su desempeño en la gasificación de plásticos.

El lecho fijo no es ideal para el tratamiento de residuos plásticos debido a su limitada eficiencia en este tipo de procesos y a la alta proporción de cenizas generadas, lo que puede complicar su manejo. Además, la baja temperatura de salida y la producción significativa de alquitrán son desventajas considerables al tratar con plásticos (Kaydouh & El Hassan, 2022).

Aunque el lecho de arrastre móvil ofrece una eficiencia de gas frío superior y temperaturas adecuadas para la gasificación de plásticos, los problemas asociados con los finos y la caída de presión podrían complicar su operación.

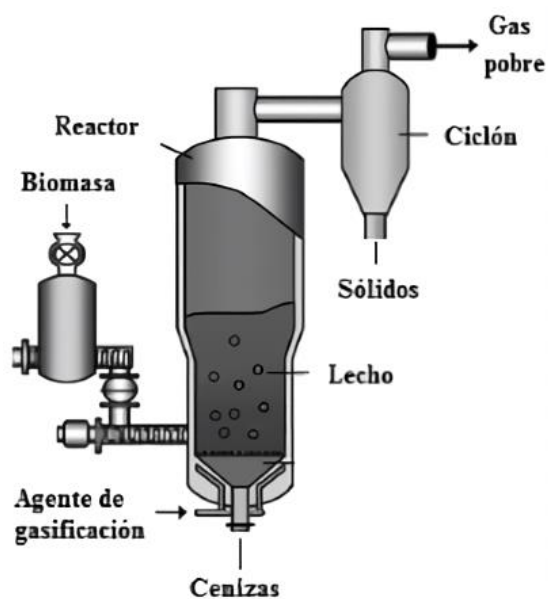
El lecho fluidizado, como se muestra en la Figura 6, destaca como el gasificador más adecuado para residuos plásticos debido a su alta aplicación y capacidad para manejar tamaños de partícula pequeños. Su capacidad para operar a temperaturas extremadamente altas (hasta 1990°C)

es ideal para una conversión efectiva de plásticos. La baja naturaleza de cenizas facilita el manejo de residuos, aunque la conversión de carbón del gas y la producción de alquitrán son desafíos que pueden ser mitigados con tecnologías de tratamiento de gas (Timsina et al., 2020).

El gasificador de lecho fluidizado es el más adecuado para residuos plásticos. Su alta capacidad de aplicación, temperaturas elevadas para la reacción, y baja naturaleza de cenizas lo hacen ideal para tratar plásticos, que requieren condiciones específicas para una gasificación eficiente. A pesar de algunos problemas potenciales como la conversión de carbón del gas y la producción de alquitrán, estos pueden ser gestionados con soluciones tecnológicas adicionales, lo que convierte al lecho fluidizado en la mejor opción para la gasificación de residuos plásticos (Amar Gil et al., 2022).

Figura 6

Esquema de Gasificado de lecho fluidizado

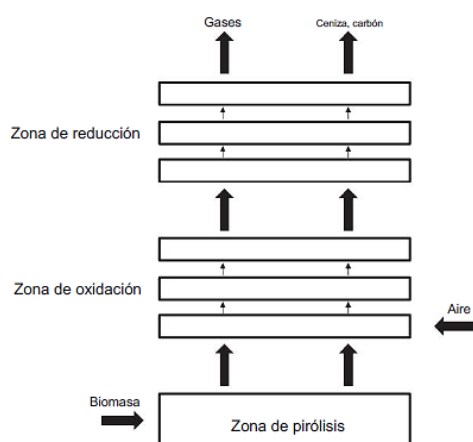


Nota. Información tomada y adaptada de Arteaga-Pérez et al., 2015

Los reactores de lecho fluidizado combinan 3 zonas operacionales definidas en la Figura 7. Los residuos plásticos se alimentan por el fondo, dando paso a la etapa de secado del material rico en carbono a procesar para posteriormente dar lugar a la pirólisis, seguida de la generación de carbón y descomposición de dicho material. Una vez finalizada la etapa de pirólisis, sucede la etapa de combustión u oxidación, en donde el aire entra en contacto con el material carbonizado para proceder a la etapa de reducción, obteniendo así el gas de síntesis (Puig-Gamero et al., 2021).

Figura 7

Zonas de reacción gasificador de lecho fluidizado



Nota. Información tomada y adaptada de Puig-Gamero et al., 2021

3.3.3.2 Tipos de Agente gasificante. La elección del agente gasificante impacta en la composición del gas de síntesis, así como en la eficiencia del proceso. Hay gran variedad y su elección depende del tipo de material que se esté gasificando. En la Tabla 4, se describen los tipos más comunes de agentes utilizados en la gasificación de residuos plásticos y otros materiales ricos en carbono.

Tabla 4*Tipo de agente Gasificante*

Tipo de Agente Gasificante	Ventajas	Desventajas	Aplicaciones	Referencia
Aire	Económico y abundante.	Produce gas de síntesis con bajo poder calorífico (gas pobre).	Generación de energía en motores de combustión interna.	(Safarian et al., 2020)
Oxígeno	Mayor poder calorífico al no introducir nitrógeno.	Requiere suministro de oxígeno puro, aumentando costos operativos.	Producción de metanol, amoníaco y otros productos químicos.	
Vapor de agua	Aumenta el contenido de hidrógeno en el gas de síntesis.	Requiere energía adicional para producir vapor.	Producción de hidrógeno, metanol y otros productos químicos.	
Dióxido de carbono	Puede capturar y almacenar CO ₂ , contribuyendo a la mitigación del cambio climático.	Requiere una fuente de CO ₂ puro.	Producción de metanol y otros productos químicos.	

3.4 Ventajas y desventajas de tecnologías WtE

La Tabla 5 presenta una comparación de las ventajas y desventajas de las principales tecnologías WtE.

Tabla 5*Ventajas y desventajas de tecnologías WtE. Adaptado de Antelava et al., 2021.*

Tecnología	Ventajas	Desventajas
Incineración	Adecuado para mezclas con contaminación excesiva, dificultades de separación o deterioro de las propiedades del polímero.	Emite óxidos de nitrógeno (NOx) y óxidos de azufre (SOx)
Pirólisis	Adecuado para residuos plásticos mezclados. Alta eficiencia de conversión y emisiones de gases contaminantes. Se puede producir una amplia gama de líquidos, gaseosos y sólidos, a partir de desechos plásticos.	El contenido de humedad de la materia prima afecta el rendimiento.

	Se puede trabajar en Batch o continuo. La temperatura oscila entre 450-800°C. El producto principal obtenido es aceite, char, gasolina.	Se puede requerir catalizador para manipular los rendimientos.
Gasificación	Flexibilidad para usar diferentes plásticos y plásticos mezclados con otras materias primas, es decir, co-gasificación. El gas de síntesis generado por la gasificación es más fácil de manejar, medir, controlar y quemar que los RSU sólidos. La gasificación requiere una fracción considerablemente menor de la cantidad estequiométrica de oxígeno necesaria para la combustión. La gasificación tiene lugar en un ambiente con poco oxígeno, lo que limita la formación de dioxinas, SO _x y NO _x . El ambiente reductor del gasificador puede mejorar la calidad de residuos sólidos, particularmente metales. Se requiere una temperatura mayor a °C y el producto principal es gas de síntesis y cenizas.	Requiere materia prima seca que aumenta el costo de procesamiento. Para utilizar el gas de síntesis producido en ciclos altamente eficientes con encendido interno (por ejemplo, turbinas de gas y ciclos combinados, motores Otto,) o para generar combustibles de alta calidad (por ejemplo, diésel, gasolina, hidrógeno) y productos químicos, el gas de síntesis debe ser tratado, limpiado y acondicionado adecuadamente, lo cual es muy costoso.
Pirólisis y Gasificación	Altos porcentajes de conversión. Producción de H ₂	Se puede requerir catalizador/vapor para manipular los rendimientos. Altos costos de operación

Nota. *Adaptado de Antelava et al.(2021).*

Aunque la incineración y la pirólisis presentan características particulares que pueden ser útiles en ciertos contextos, la gasificación destaca como la opción preferente, sobre todo para la gestión de residuos plásticos. Sin embargo, su implementación debe considerar un enfoque integral que incluya, además de la gasificación, una adecuada clasificación, recolección y reciclaje de los residuos, lo que optimiza la recuperación de recursos y minimiza los efectos negativos en el entorno (Prifti et al., 2024).

3.5 Elección de la Gasificación para el Aprovechamiento de Residuos Plásticos del AMB

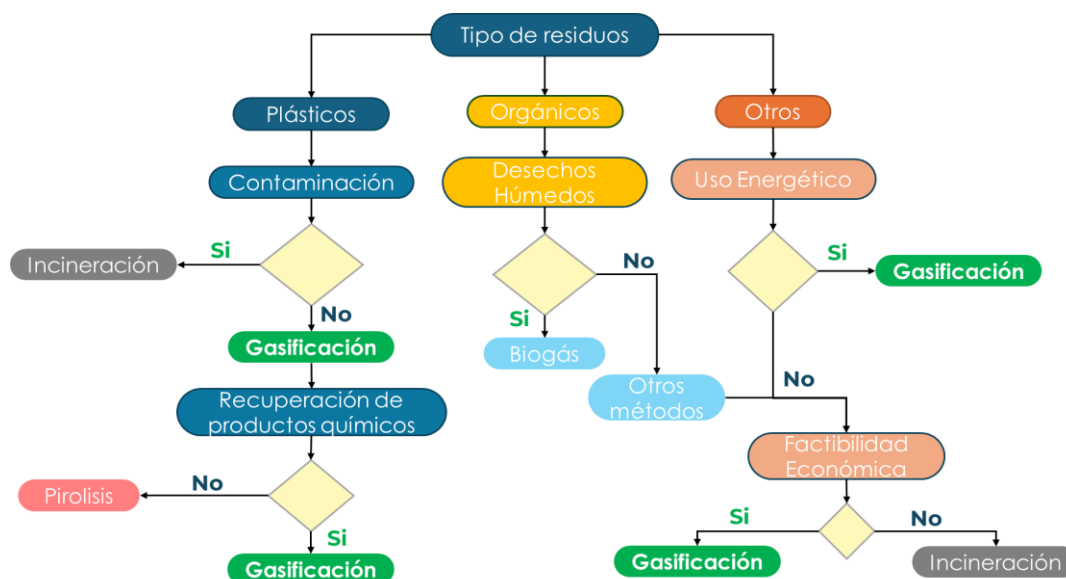
Para el aprovechamiento de residuos plásticos provenientes del AMB se especifica la composición de los residuos plásticos generados en la región (*en este caso los que se encuentran reportador en el PGRIS*), la escala piloto de operación prevista para el proyecto, así como los

objetivos energéticos definidos para la producción de electricidad, además del cumplimiento de los requisitos ambientales locales y nacionales.

En la Figura 8, el árbol de decisión ilustra la versatilidad y el potencial de la gasificación para abordar diversos tipos de residuos, priorizando su aplicación cuando se busca una valorización integral y, en el caso de los plásticos limpios, una alternativa a la incineración. Así mismo, la gasificación minimiza significativamente la formación de contaminantes como dioxinas y óxidos de nitrógeno, lo que la convierte en una opción ambientalmente más favorable en comparación con la incineración (Yu et al., 2024), validando que la gasificación es la tecnología apropiada y comparar de manera resumir lo anterior mostrado de las WtE.

Figura 8

Árbol de decisión tecnología WtE



Nota: Realizado por autores (2025)

3.6 Estudios Tecno-económicos (TEA) Basados en Simulación

Un TEA es un análisis integral que vincula el desempeño técnico y económico. En términos de desempeño técnico, los parámetros son la eficiencia del proceso, la conversión de la materia prima o la producción deseada del producto. Los factores económicos bajo consideración son el

Valor Presente Neto (VPN), la tasa interna de retorno, el período de recuperación, el costo de la materia prima y el precio de venta del producto. El objetivo es encontrar soluciones que proporcionen valores óptimos simultáneamente para el desempeño técnico y económico (Hsu et al., 2024). En el contexto de la creciente preocupación por los residuos plásticos, los TEA basados en simulación se presentan como un enfoque eficaz para prever resultados y optimizar procesos.

3.6.1 Simulación de Procesos WtE

Estudios reportados por Mehdi et al. (2023) utilizan el software ASPEN PLUS como herramienta para evaluar el proceso de gasificación, lo cual permite analizar diferentes casos de estudio modificando variables como la temperatura, la relación de vapor a RSM y la relación de aire a RSM. Los resultados reportados muestran que un aumento en la temperatura, de 700 °C a 1300 °C, incrementa la concentración de H₂ del 37% al 51% y reduce la de CO₂ del 5% al 0,025%. A su vez, al variar la relación de vapor a MSW, muestra un aumento en la concentración de H₂ hasta un valor del 53% en una relación de 0,35, mientras que la concentración de CO disminuye considerablemente. Así mismo, la relación de aire a RSM también mostró un efecto negativo en la producción de H₂, donde atribuyen la necesidad mejorar estas relaciones para maximizar el rendimiento del gas.

Asimismo, Ranjan et al. (2023) enfocaron su investigación hacia la cogasificación de plásticos, como el tereftalato de polietileno (PET), junto con biomasa, resaltando la sinergia entre ambos tipos de combustible. La simulación demostró que la mezcla de plásticos y biomasa puede mejorar significativamente la producción de hidrógeno y la calidad del syngas.

Singh, Salaudeen et al. (2022) abordaron los modelos dinámicos de calderas de lecho fluidizado circulante (CFB), que ofrecen un amplio rango de regulación de carga. La modelización

de estos procesos permite comprender mejor su comportamiento dinámico y optimizar su operación.

3.6.1.1 Modelos Subrogados. Son denominados metamodelos, aproximaciones o emuladores, son modelos simplificados que imitan la relación entrada-salida de un modelo original, ofreciendo mayor transparencia y menor complejidad. La estrategia fundamental consiste en emplear este modelo sustituto como un proxy del modelo original, analizando sus características, coeficientes o reglas para obtener información valiosa sobre la lógica subyacente y el rendimiento del modelo original. Estos modelos suplentes pueden ser entrenados utilizando los mismos datos que alimentaron el modelo original o a partir de una muestra representativa de sus predicciones (Ranjan et al., 2023).

La utilidad de los modelos suplentes radica en su capacidad para hacer comprensibles los comportamientos de modelos complejos de aprendizaje automático. Estos modelos permiten identificar las variables con mayor impacto en la salida del modelo original y explorar cómo interactúan entre sí. Además, ofrecen herramientas para visualizar el comportamiento del modelo en diferentes regiones del espacio de entrada, lo cual resulta útil para detectar valores atípicos, anomalías o posibles sesgos. También actúan como referencia para validar, depurar y mejorar el modelo original al facilitar la comparación entre predicciones, lo que permite identificar discrepancias o errores con mayor precisión (Mehdi et al., 2023).

3.7 Aspectos Económicos Evaluados

La Evaluación Económica del Proceso de Conversión de Residuos en Energía (WtE) es un área de creciente interés en la gestión de residuos y sostenibilidad que busca transformar desechos en energía eléctrica mediante procesos como la gasificación. Diversos estudios han abordado la viabilidad económica de estas tecnologías, enfocándose en aspectos como el costo de capital

(CAPEX) y el costo de operación (OPEX). Investigaciones previas, como las de Cudjoe & Zhu (2024) y Ghodrat et al. (2019), han destacado la importancia de gestionar costos variables y fijos para mejorar el retorno de la inversión, subrayando que un VPN negativo no necesariamente indica inviabilidad, sino que puede reflejar las fases iniciales del proyecto. Otros trabajos como el de Lubongo et al. (2022) exploran el impacto de fluctuaciones en el precio de las materias primas y la regulación ambiental en la rentabilidad de los proyectos WtE, así como la comparación entre diferentes tecnologías de conversión de residuos tales como la pirólisis y la gasificación.

3.8 Aspectos Ambientales Evaluados

La evaluación de emisiones en procesos WtE implica un análisis exhaustivo de los compuestos nocivos liberados durante la conversión de residuos en energía. Este análisis cuantifica la emisión de sustancias como dioxinas, óxidos de nitrógeno (NOx) y partículas, y evalúa su impacto directo en la salud pública y el medio ambiente (International Organization for Standardization (ISO), 2020).

La evaluación de emisiones y sostenibilidad en procesos WtE es un campo de investigación en constante evolución. Si bien se han logrado avances significativos en la cuantificación de las emisiones y en la comparación de diferentes tecnologías, aún persisten desafíos importantes (Ng et al., 2014). Por consiguiente, es necesario desarrollar metodologías más precisas y estandarizadas para evaluar los impactos ambientales y socioeconómicos de estos procesos, así como identificar las mejores prácticas para minimizar los riesgos y maximizar los beneficios. Adicionalmente, se requiere una mayor colaboración entre investigadores, reguladores y actores industriales para promover la implementación de tecnologías WtE más sostenibles y eficientes (Yakah et al., 2022).

Para evaluar la huella de carbono o CO₂ asociada a los procesos WtE, es necesario considerar:

- **Emisiones directas:** Provenientes de la combustión de combustibles fósiles en la planta, así como de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generados durante el proceso de conversión de residuos en energía.
- **Emisiones indirectas:** Asociadas a la producción de electricidad y vapor utilizados en la planta, al transporte de los residuos y a la fabricación de equipos y materiales.
- **Secuestro de carbono:** La capacidad de los residuos de secuestrar carbono durante su conversión en energía, lo que puede compensar parcialmente las emisiones directas e indirectas.

3.9 Aspectos sobre el Impacto en la Salud Humana

La evaluación ambiental de los procesos WtE debe trascender la mera cuantificación de emisiones y considerar integralmente los impactos en la salud humana. Las emisiones de dioxinas, NO_x, partículas finas y otros contaminantes asociados a estas plantas pueden desencadenar una amplia gama de problemas de salud, desde enfermedades respiratorias y cardiovasculares hasta cáncer, afectando especialmente a poblaciones vulnerables como niños, ancianos y personas con enfermedades preexistentes. Estudios epidemiológicos han demostrado una correlación entre la exposición a largo plazo a estas partículas y un aumento en las tasas de mortalidad prematura (Monir et al., 2020).

Además de los efectos directos en la salud física, la preocupación por la contaminación del aire puede generar estrés y ansiedad en las comunidades, afectando así la salud mental. Para mitigar estos impactos, es crucial implementar tecnologías de control de emisiones eficientes, como filtros de carbón activado y sistemas de lavado de gases, al igual que realizar un monitoreo

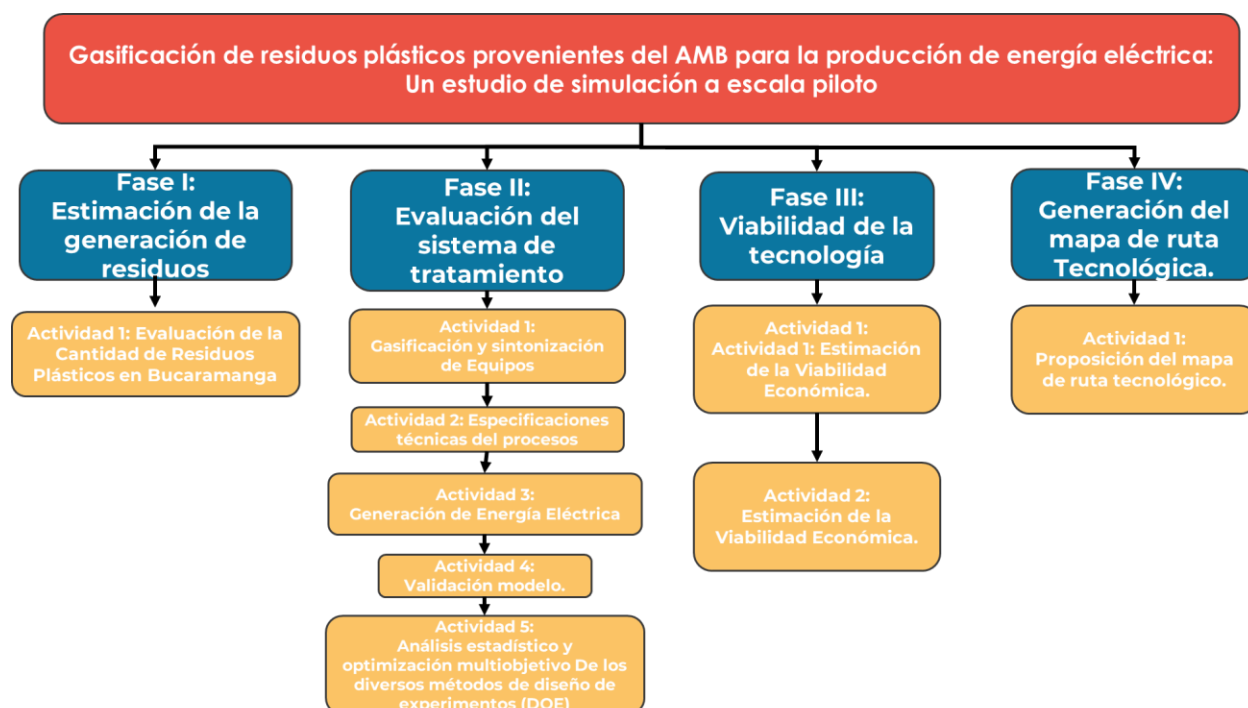
continuo de la calidad del aire (Hsu et al., 2024). Asimismo, la planificación urbana debe considerar la ubicación de las plantas y la dirección del viento para minimizar la exposición de las poblaciones.

4. Metodología

La metodología propuesta para la consecución de los objetivos específicos del presente documento se ilustra en la Figura 9. Las fases y las actividades son descritas a continuación.

Figura 9

Diagrama generalizado para la metodología



Nota: Realizado por autores (2025)

4.1 Fase I: Estimación de la Generación de Residuos

4.1.1 Actividad 1: Evaluación de la Cantidad de Residuos Plásticos en Bucaramanga

Debido a las limitaciones inherentes al muestreo y análisis de residuos plásticos, tanto en términos de alcance como de costos y complejidad, este estudio se basó en la información publicada por la Alcaldía de Bucaramanga (2022) y el Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS). Esta información permitió estimar la cantidad de residuos plásticos generados en Bucaramanga para entender la magnitud del problema. La estimación conllevó a la

identificación de las fuentes principales de desechos, como el PET, HDPE, PVC, LDPE y PS, y a la determinación de las oportunidades de reciclaje y recuperación de materiales. Además, una evaluación precisa facilitó la implementación de políticas y estrategias adecuadas para reducir la generación de residuos y mejorar la eficiencia en su manejo, contribuyendo así a la protección del medio ambiente y a la optimización de los recursos disponibles.

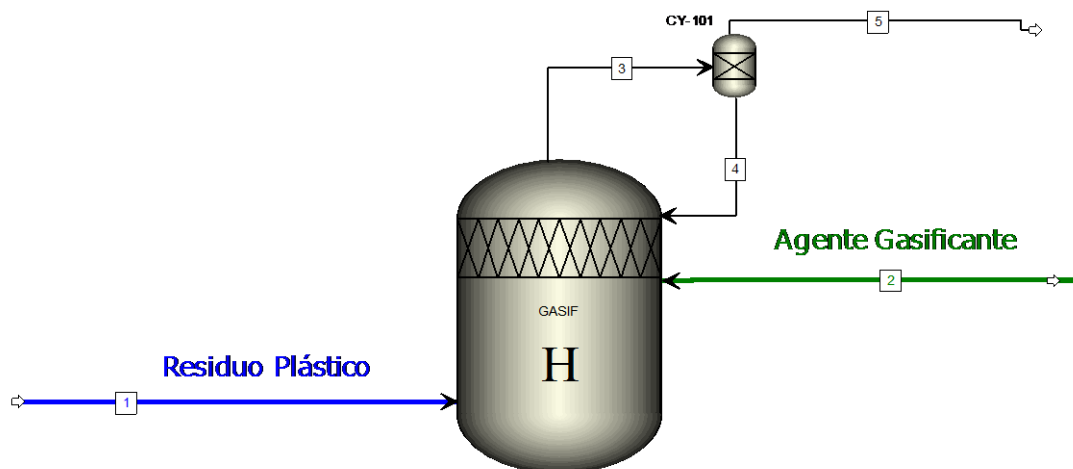
4.2 Fase II: Evaluación del Sistema de Tratamiento

4.2.1 Actividad 1: Gasificación y Sintonización de Equipos

El enfoque de simulación desarrollado aplicó la estructura de zonas de reacción características en este tipo de gasificadores, utilizando el software Aspen Plus® v14. Para ello, se utilizó el bloque de jerarquía (HIERARCHY) como se ilustra en la Figura 10.

Figura 10

Diagrama de proceso del gasificador



Como se observa en la anterior figura, se incluyen tres partes sucesivas: primero, el proceso de pirólisis (R-1), que abarca también la etapa de secado; segundo, el proceso de oxidación (R-3); y tercero, el proceso de reducción (R-4). El enfoque dividió el proceso en estos tres subprocesos, como se detalla en las Figuras 10 y 11, respectivamente.

En la simulación, el plástico y el carbón se definieron como componentes no convencionales, especificando su análisis proximal y elemental a través de los modelos ULTANAL y PROXANAL. **Es importante aclarar que la composición de los residuos plásticos utilizada en esta simulación fue especificada como la representativa para el AMB, tomando los datos reportados por Panqueva (2024): 15,79% PET, 10,89% PEAD, 4,59% PVC, 38,59% PEBD, 16,69% PS y 13,45% PP.** Los valores para el análisis proximal y último del carbón fueron derivados de los presentados por Dimitrov et al. (2013). Los valores calculados para la composición de los residuos plásticos se detallan en la Tabla 6

Tabla 6

Características aproximadas de los residuos plásticos en el AMB

Caracterización	Residuo Plástico
Análisis próximo (% peso)	
Humedad	0,306
Carbono fijo	3,507
Material volátil	95,978
Cenizas	0,355
Análisis último (% peso)	
C	83,893
H	9,448
O	6,074
N	0,322

Para obtener la entalpía y la densidad de componentes no convencionales, como residuos plásticos y carbón, se utilizaron los modelos HCOALGEN y DCOALIGT. HCOALGEN permite calcular la capacidad térmica, el calor de combustión y el calor de formación mediante correlaciones específicas, mientras que el calor de formación se deriva del calor de combustión de los residuos plásticos y de los productos formados basado en la correlación IGT (Institute of Gas Technology). Se seleccionó la ceniza como componente no convencional y se asumió un 100% de ceniza (compuesto inerte) para los análisis último y próximo. El paquete termodinámico aplicado

fue el denominado Peng-Robinson con la función Boston-Mathias, considerado el más adecuado para procesos de gasificación a alta temperatura (Suparmin et al., 2024). Los compuestos gaseosos H_2 , O_2 , CO , CO_2 , CH_4 , C_2H_4 , H_2O , N_2 , NH_3 , C_6H_6 , C_6H_6O y $C_{10}H_8$ fueron especificados como fluidos, mientras que el carbono y el azufre fueron definidos como fase sólida; los compuestos NH_3 y H_2S no fueron incluidos en el análisis.

La composición del alquitrán se consideró como una mezcla de C_6H_6 , C_6H_6O y $C_{10}H_8$, y la velocidad de fluidización no se incluyó como parámetro en el modelo. Por último, los procesos de secado y de volatilización del combustible se trataron como procesos independientes de un solo paso, sin dependencia temporal, para proporcionar el agua y los productos de pirólisis como entradas para el modelo de gasificación subsiguiente.

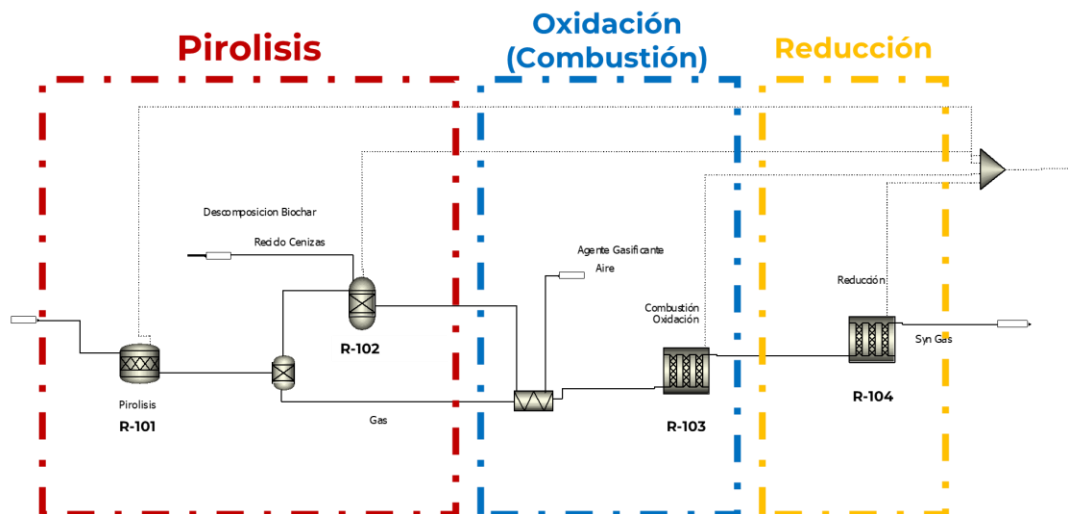
4.2.2 Actividad 2: Especificaciones Técnicas del Proceso. (Desglose de los Procesos Secuenciales dentro de la Simulación del Gasificador)

Como se mencionó anteriormente, el gasificador se compone de tres zonas de reacción, (Figura 11). La (Corriente 1) contiene el residuo plástico que fue alimentado inicialmente con un flujo de 88 t/año que equivale al 50% de los residuos plásticos generados en el AMB, reportador

por el PGIRS 2022-2033 del AMB, al bloque R-101 bajo condiciones ambientales (25 °C y 1 atm) para simular los procesos de secado y pirólisis instantáneos.

Figura 11

Diagrama de las zonas de las zonas de reacción dentro del gasificador.



El reactor R-101 es un reactor de rendimiento (Yield Reactor), utilizado para representar la zona de pirólisis, cuyo modelo cinético se expone en la metodología del estudio realizado por Ren et al. (2020). La cinética de descomposición térmica de materiales sólidos en condiciones isotérmicas es estimada con los datos del análisis termogravimétrico (TGA) y es expresada según,

$$\frac{d\alpha}{dT} = \left(\frac{A}{\beta}\right) \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) f(\alpha) \quad \text{Ec. (1)}$$

Y su integral corresponde a:

$$G(\alpha) = \int_0^T \left(\frac{A}{\beta}\right) \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) dT = \frac{AE}{\beta R} P(u) \quad \text{Ec. (2)}$$

P(u) es llamada la temperatura de integración, en donde $u=E/RT$.

$$P(u) = \int_{\infty}^u \frac{e^{-u}}{u^2} du \quad \text{Ec. (3)}$$

Donde α representa la tasa de conversión, A representa el factor pre-exponencial (factor de frecuencia), E representa la energía activación, R representa la constante de los gases y $\beta = dT/dt$, representa la velocidad de calentamiento. $f(\alpha)$ es una función que caracteriza la velocidad de reacción y la tasa de conversión α .

La energía de activación se obtiene a partir de la expresión de Flynn-Wall-Ozawa y está determinada por la siguiente función:

$$\ln(\beta) = \ln\left(\frac{AE}{RG(\alpha)}\right) - 5.3305 - 1.0516\frac{E}{RT} \quad Ec. (4)$$

El pre-factor se obtiene a partir del método Kissinger:

$$A = \frac{E_p\beta}{RT_p^2} \exp\left(\frac{E_p}{RT_p}\right) \quad Ec. (5)$$

Donde T_p representa la temperatura máxima de la curva DTG (derivada del análisis TGA) y E_p es la energía de activación correspondiente.

También en la sección de pirólisis (Figura 11), el separador SEP RSTOIC (R-102) se encarga de descomponer el carbón en sus componentes constituyentes y cenizas, funcionando también a presión atmosférica y en la temperatura mencionada en la Tabla 7. Esta estrategia ha sido aplicada por Puig-Gamero et al. (2021) en la simulación de la descomposición de los productos de pirólisis. De igual manera, los datos obtenidos del trabajo de Puig-Gamero et al. (2021) fueron asumidos para el modelo de descomposición a char a productos de carbón, gas y alquitrán. Estos datos se transfirieron a una subrutina externa en Excel, que a su vez brindó información adicional al modelo en Aspen Plus®. El modelo predice los rendimientos y la composición elemental de los productos pirolíticos mediante ocho especies: alquitrán (representado como una mezcla de C_6H_6 , $C_{10}H_8$ y C_6H_6O), H_2 , H_2O , CO , CO_2 , CH_4 y carbón seco libre de cenizas. Cabe resaltar que el porcentaje de descomposición de cada compuesto fue

corroborado con el balance de masa, utilizando un sistema de ecuaciones lineales que se detallan en las Ecs. (6) a (18) del modelo empírico desarrollado por Neves et al. (2011).

$$Y_{ch,F} = 0,106 + 2,43 * e^{(-0,66*10^{-2}*T)} \quad Ec. (6)$$

$$Y_{C,ch} = 0,93 + 0,92 * e^{(-0,42*10^{-2}*T)} \quad Ec. (7)$$

$$Y_{O,ch} = 0,07 + 0,85 * e^{(-0,48*10^{-2}*T)} \quad Ec. (8)$$

$$Y_{H,ch} = -0,41 * 10^{-2} + 0,10 * e^{(-0,24*10^{-2}*T)} \quad Ec. (9)$$

$$Y_{H_2,F} = 1,145 * \left(1 - e^{(-0,11*10^{-2}*T)}\right)^{9,384} \quad Ec. (10)$$

$$Y_{CH_4,F} = -2,18 * 10^{-4} + 0,146 * Y_{CO,F} \quad Ec. (11)$$

$$Y_{CO,F} = \left(3 * 10^{-4} + \frac{0,0429}{1 + \left(\frac{T}{632}\right)^{-7,23}}\right)^{-1} * Y_{H_2,F} \quad Ec. (12)$$

$$Y_{C,tar} = 1,14 * Y_{C,bio} \quad Ec. (13)$$

$$Y_{O,tar} = 0,8 * Y_{O,bio} \quad Ec. (14)$$

$$Y_{H,tar} = 1,13 * Y_{H,bio} \quad Ec. (15)$$

$$Y_{C,bio} - Y_{C,ch} * Y_{ch,F} = Y_{C,tar} * Y_{tar,F} + Y_{C,CH_4} * Y_{CH_4,F} + Y_{C,CO} * Y_{CO,F} + Y_{C,CO_2} * Y_{CO_2,F} + Y_{C,C_2H_4} * Y_{C_2H_4,F} \quad Ec. (16)$$

$$Y_{O,bio} - Y_{O,ch} * Y_{ch,F} = Y_{O,tar} * Y_{tar,F} + Y_{O,CO} * Y_{CO,F} + Y_{O,CO_2} * Y_{CO_2,F} + Y_{O,H_2O} * Y_{H_2O,F} \quad Ec. (17)$$

$$Y_{H,bio} - Y_{H,ch} * Y_{ch,F} = Y_{H,tar} * Y_{tar,F} + Y_{H,H_2} * Y_{H_2,F} + Y_{H,CH_4} * Y_{CH_4,F} + Y_{H,H_2O} * Y_{H_2O,F} + Y_{H,C_2H_4} * Y_{C_2H_4,F} \quad Ec. (18)$$

Donde $Y_{ch,F}$, $Y_{H_2,F}$, $Y_{CO,F}$, $Y_{H_2O,F}$, $Y_{CO_2,F}$, es el rendimiento de carbón, H₂, CO, H₂O, CO₂ del proceso de pirólisis de residuos plásticos, respectivamente. $Y_{C,bio}$, $Y_{C,ch}$, $Y_{C,tar}$, $Y_{H,bio}$, $Y_{H,ch}$, $Y_{H,tar}$, $Y_{O,bio}$, $Y_{O,ch}$, $Y_{O,tar}$ es la composición de CHO de residuos plásticos, carbón y alquitrán, respectivamente.

$Y_{i,j}$ representa la fracción de masa del elemento químico $i = C, H, O$ en el compuesto $j = CO, CO_2, CH_4, H_2O$, como kg de elemento i /kg de compuesto j .

Por otra parte, los bloques Gasificador RPLUG (R-103 y R-104) fueron aplicados para la simulación de las zonas de oxidación y reducción del gasificador, respectivamente. Ambos bloques especifican el perfil de temperatura real, las dimensiones del reactor, manteniéndose en las mismas condiciones de presión y temperatura presentadas en la Tabla 7.

Tabla 7

Características de los diferentes modelos de gasificador

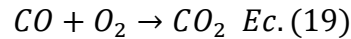
Equipo	Zona de Reacción	Tipo de Equipo	Condiciones de operación
Reactor de pirólisis (R-101)	Pirólisis	R-STOIC	Temperatura=800°C Presión= 1 bar Volumen= 1,20 m ³
Reactor de descomposición Char (R-102)	Pirólisis	R-Yield	Temperatura=800°C Presión= 1 bar Volumen= 1,20 m ³
Superador de solido-Gas (S-101)	Pirólisis	SEP2	Presión= 1 bar
Mezclador de Gases (M-101)	Oxidación (Combustión)	MIXER	Presión= 1 bar
Reactor de Combustión (R-103)	Oxidación (Combustión)	R-Plug.	Temperatura=800°C Presión= 1bar Volumen= 1,20 m ³
Reactor de Oxidación (R-103)	Reducción	R-Plug.	Temperatura=800°C Presión= 1 bar Volumen= 1,20 m ³

La reacción de oxidación del carbón ocurre en el reactor R-103, diseñado para alcanzar una temperatura mínima de 700 °C. Esto es crucial para que las reacciones se desarrollen correctamente y el reactor funcione de manera autotérmica. Finalmente, el gas primario obtenido en la zona de oxidación y el carbón residual fueron insumos al bloque R-104 que representó el proceso representativo de un conjunto de reacciones de reducción.

El aire se añadió al reactor representado por el bloque R-103, a 1 bar y 25 °C (Solis & Silveira, 2020). La tasa de alimentación de aire fue de 330 kg/h; este flujo fue asumido constante para mantener la hidrodinámica del reactor durante los experimentos de gasificación. Finalmente, el gas primario obtenido en la zona de oxidación y el carbón residual son enviados al bloque R-104 para el conjunto de reacciones de reducción. Los procesos representados por los bloques R-103 y R-104 se simularon utilizando el bloque R-Plug. Las reacciones consideradas en los reactores R-103 y R-104 son presentadas a continuación. Los parámetros cinéticos para estas reacciones para un modelo basado en la ley de potencia se resumen en la Tabla 8.

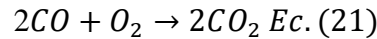
- Reacciones dadas en el reactor R-103, Zona de Oxidación (Combustión):

Oxidación parcial de C:



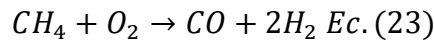
$$r = k \cdot T \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot \frac{6}{d_p} \cdot \frac{[O_2]^\infty}{1 + 2f}; \text{Con } f = 4.72 \cdot 10^{-3} \cdot e^{\left(\frac{37787}{RT}\right)} \text{ Ec. (20)}$$

Oxidación total de CO:



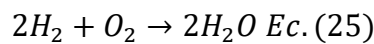
$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [CO] \cdot [H_2O]^{0.5} \cdot [O_2]^{0.25} \text{ Ec. (22)}$$

Oxidación parcial de CH₄:

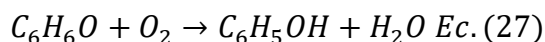


$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [CH_4]^{0.7} \cdot [O_2]^{0.8} \text{ Ec. (24)}$$

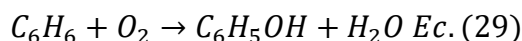
Oxidación de hidrógeno:



$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [H_2] \cdot [O_2] \text{ Ec. (26)}$$

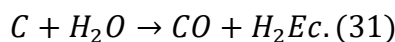
Oxidación parcial de fenol:

$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [C_6H_6O]^{0.5} \cdot [O_2] \text{ Ec. (28)}$$

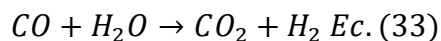
Oxidación parcial de benceno:

$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [C_6H_6]^{0.5} \cdot [O_2] \text{ Ec. (30)}$$

- Reacciones dadas en el reactor R-104, Zona de Reducción:

Gas de agua:

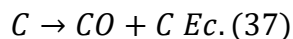
$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [C] \cdot [H_2O] \text{ Ec. (32)}$$

Cambio de agua-gas (Water-Gas Shift):

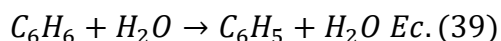
$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [CO]^1 \cdot [H_2O]^1 - [CO_2] \cdot [H_2] = 0.022 \cdot e^{\left(\frac{34730}{RT}\right)} \text{ Ec. (34)}$$

Reformado**con****vapor:**

$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [CH_4]^1 \cdot [H_2O]^1 \text{ Ec. (36)}$$

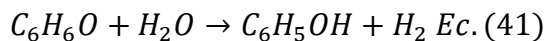
Bourdouard:

$$r = k \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \cdot [C] \text{ Ec. (38)}$$

Descomposición de C₆H₆O:

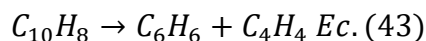
$$r = k \cdot e^{\left(-\frac{E_a}{RT}\right)} \cdot [C_6H_6O] \quad \text{Ec. (40)}$$

Reacción de $C_6H_6O + H_2O$:



$$r = k \cdot e^{\left(-\frac{E_a}{RT}\right)} \cdot [C_6H_6O] \quad \text{Ec. (42)}$$

Descomposición de $C_{10}H_8$:



$$r = k \cdot e^{\left(-\frac{E_a}{RT}\right)} \cdot [C_{10}H_8]^{1.6} \cdot [H_2]^{-0.5} \quad \text{Ec. (44)}$$

Tabla 8

Parámetros Cinéticos de Reacción en Procesos de Oxidación y Reducción

Zona de reacción	Ecuación	Parámetro Cinético	Referencia
Oxidación (Combustión)	$r = k \cdot e^{\left(-\frac{E_a}{RT}\right)} \quad \text{Ec. (45)}$	k=3,70·1010; Ea=1,50·10 ⁵	Martínez-González et al. (2018)
		k=3,98·1020; Ea=1,67·10 ⁵	
		k=2,40·1011; Ea=1,26·10 ⁵	
		k=2,19·1018; Ea=1,09·10 ⁵	
		k=6,55·102; Ea=8,02·10 ⁴	
		k=2,40·1011; Ea=1,26·10 ⁵	
		k=2,00·105; Ea=4,99·10 ⁴	
		k=2,78·103; Ea=1,26·10 ⁴	
Zona de Reducción		k=3,00·108; Ea=1,25·10 ⁵	
		k=1,05·1013; Ea=1,35·10 ⁵	
		k=1,00·107; Ea=1,00·10 ⁵	
		k=1,00·107; Ea=1,00·10 ⁵	
		k=1,70·107; Ea=3,50·10 ⁵	

Nota. **k**: Constante de velocidad de la reacción, **Ea**: Energía de activación y T temperatura de reacción.

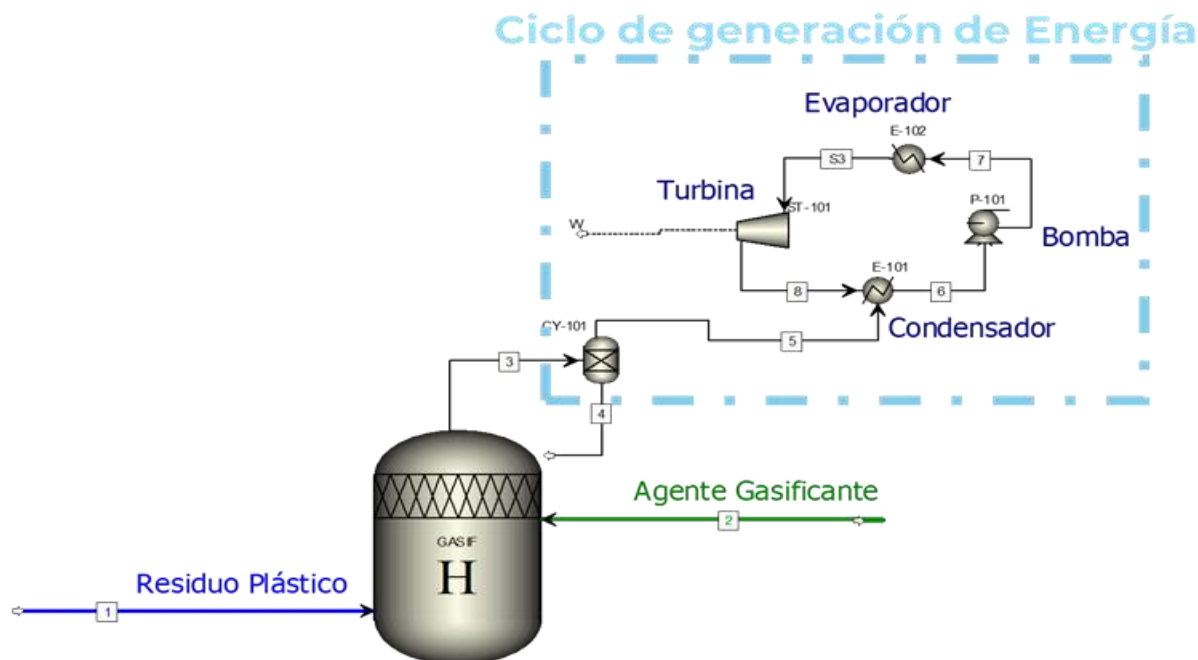
4.2.3 Actividad 3: Generación de Energía Eléctrica

Una vez finalizada la etapa de reacción, la simulación considera que el gas de síntesis es dirigido a un ciclón, donde se separan los sólidos remanentes que se recirculan al gasificador. Este

proceso permite obtener un syngas parcialmente limpio, que posteriormente se envía a la etapa de generación de energía eléctrica, tal como se ilustra en la Figura 12.

Figura 12

Diagrama gasificación y generación de energía eléctrica



La etapa de generación de electricidad está compuesta por un ciclo Rankine, que utiliza el syngas para producir electricidad por medio de su respectiva quema. La Tabla 9 presenta los parámetros operativos especificados para cada equipo del Ciclo Rankine (Kiang, 2018).

Tabla 9

Características de los Equipos del Ciclo de Generación de Energía

Equipo	Zona del proceso	Tipo de Equipo	Condiciones de Operación
Ciclón	Separación de Sólidos	SEP1	Presión= 1 bar
Generador de Vapor	Ciclo Rankine	R-Vapor	Temperatura= 450°C
Turbina de Vapor	Ciclo Rankine	ST-101	Presión= 2 bar
Condensador	Ciclo Rankine	E-101	Temperatura= 30°C
Evaporador	Ciclo Rankine	E-101	Temperatura= 30°C
Bomba de Alimentación	Ciclo Rankine	P-101	Presión= 2 bar

4.2.4 Actividad 4: Validación Modelo

La validación se centró en verificar la diferencia de cantidad de syngas obtenido mediante error porcentual, siguiendo la Ecuación 46, entre los valores simulados y los valores experimentales. Los valores simulados fueron leídos de la corriente 5. Los valores experimentales fueron obtenidos del estudio de Singh Salaudeen et al., que se mantuvieran dentro de este margen aceptable de reproducibilidad, garantizando así la precisión y relevancia del modelo de Aspen Plus para la predicción de la producción de syngas (Zhu et al., 2022).

$$\%Error = \frac{|CSYS - CSYR|}{CSYR} \cdot 100\% \quad Ec. (46)$$

Donde:

- CSYS: Cantidad de Syngas obtenido en la simulación.
- CSYR: Cantidad de Syngas obtenidos en la referencia.

Para asegurar la fiabilidad del modelo, se consideraron aceptables aquellos resultados cuyo porcentaje de error respecto a los datos experimentales reportados por Regis et al. (2023) fuera inferior al 10%.

4.2.5 Actividad 5: Análisis Estadístico de los Diversos Métodos de Diseño de Experimentos.

Se realizó un total de 11.193 simulaciones empleando el acople de equipos que componen al gasificador en Aspen Plus tomando como variables de entrada los siguientes parámetros:

- ✓ Tipo de Agente Gasificante: Agua y aire.
- ✓ Relación Agente Gasificante: cantidad de residuos plásticos entre 0 y 1,8.
- ✓ Tipos de plásticos: gasificados. PET, PP, PS, LPDE y HDPE MPBGA.
- ✓ Temperatura de gasificación: entre 900 a 1750 K.

- ✓ Cantidad de residuos plásticos tratados: entre 25 a 350 kg/d.

Estos resultados fueron procesados posteriormente mediante un análisis de superficie de respuesta bajo un diseño de experimentos para finalmente ajustar modelos de regresión y realizar un análisis de varianza (ANOVA).

Empleando Minitab, se crea la matriz de diseño utilizando un intervalo de confianza del 95 % con un valor de 1,414 para el diseño compuesto central (CCD). Los resultados fueron ajustados con un polinomio cuadrático para la cantidad de energía eléctrica como variable de respuesta, presentando su relación con las variables de decisión ilustradas en la Ecuación 47.

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i x_i + \sum_{i=1}^n \beta_{ii} x_i^2 + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \beta_{ij} x_i x_j + \phi \quad Ec. (47)$$

Aquí y , x , β , n y ϕ representan la variable de respuesta, la variable de decisión, el coeficiente, el número de variables de decisión y el error estadístico, respectivamente. El parámetro adjunto del coeficiente de determinación múltiple, R^2_{adj} , se utiliza para evaluar la eficiencia y precisión del modelo de regresión, y se puede obtener mediante la herramienta ANOVA utilizando la Ecuación (48). Las sumas de cuadrados para el residuo (SSR) y la suma total de cuadrados (SST) son representadas por SSR y SST, mientras que R^2 y p indican el coeficiente de determinación múltiple y el número de coeficientes de regresión, respectivamente, y se determinan según las Ecuaciones (48) y (49). Las variables de respuesta observadas y ajustadas se denotan como y_i , y_j , y la bondad de ajuste, o coeficiente de determinación múltiple R^2 , se calcula según la Ecuación (51).

$$SS_T = \sum_{i=1}^n y_i^2 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n y_i^2}{n} \right) \quad Ec. (48)$$

$$SS_R = \sum_{i=1}^n (y_i - y_j)^2 \quad Ec. (49)$$

$$R^2 = 1 - \left(\frac{SS_R}{SS_T} \right) \quad Ec. (50)$$

$$R_{adj}^2 = 1 - \left(\frac{\frac{SS_R}{(n-p)}}{\frac{SS_T}{(n-1)}} \right) = 1 - \left(\frac{(1-R^2)(n-1)}{1-p} \right) \quad Ec. (51)$$

4.3 Fase III: Viabilidad de la Tecnología

4.3.1 Actividad 1: Estimación de la Viabilidad Económica

En esta sección la metodología se basó en realizar un estudio de prefactibilidad económico del proceso de gasificación WtE para la obtención de energía eléctrica. Para ello, se calcula el costo de capital (CAPEX) y el costo de operación (OPEX) con el fin de determinar cuáles serán los beneficios económicos que traería la implementación del proyecto, así como los costos de inversión que debería tener la empresa para la producción de dichos combustibles. Estos costos son calculados con ayuda de memorias de cálculo (Excel).

La estimación de costos de capital se realizó mediante el método de Lang-Guthrie este método calcula un costo base de compra para cada equipo, considerando sus dimensiones, el material de construcción (principalmente acero al carbono por su durabilidad, resistencia al desgaste y rentabilidad), y condiciones operativas clave como la presión. El cálculo sigue una serie de pasos detallados en el libro "Analysis, Synthesis, and Design of Chemical Processes, Fifth Edition", y resulta en un "costo de módulo simple" que contempla los costos directos e indirectos, ajustados a un valor presente mediante corrección de la inflación de costos en los equipos con respecto al tiempo. Se usan los datos publicados por "The Chemical Engineering Plant Cost Index" (CEPCI) (Maxwell, 2024).

$$\text{Costo actual} = \text{Costo base} \left(\frac{I \text{ Actual}}{I \text{ Base}} \right) \text{ Ec. (52)}$$

Donde:

Costo actual = costo en el que se estima el precio

I Actual = índice de costo fecha actual → CEPCI (2024) = 800,54

I Base = índice de costo en el año en que se reporta → CEPCI (2001) = 397

Todo el detalle de la estimaciones económicas se muestran en el Apéndice A.

4.3.2 Actividad 2: Evaluación del Impacto Ambiental

Para este trabajo de investigación, se calcularon las emisiones de CO₂ según la metodología ISO 14064-1 (Sociedad Pública de Gestión Ambiental (Ihobe), 2012), considerando los alcances 1 (emisiones generadas en el proceso de síntesis), 2 (emisiones por consumo energético) y 3 (emisiones por consumo de agua en el proceso de enfriamiento en intercambiadores de calor). Estas emisiones fueron luego comparadas con las reportadas en la literatura para las tecnologías WtE (Pirólisis e incineración). En cuanto al impacto en la salud, se tomaron como referencia los estudios de Vaish et al. (2019), Priya et al. (2023), Chowdhury et al. (2023) y Whitacre (2012), que evaluaron cómo las emisiones generadas por las tecnologías WtE afectan principalmente al sistema respiratorio y cardiovascular (Organización Panamericana de la Salud (OPS), 2019). Aunque la gasificación produce menos emisiones nocivas, también tiene el potencial de liberar compuestos peligrosos. En general, todas estas tecnologías presentan riesgos para la salud humana, los cuales deben ser gestionados adecuadamente para minimizar su impacto.

4.4 Fase IV: Generación del Mapa de Ruta Tecnológico

4.4.1 Actividad 1: Proposición del Mapa de Ruta Tecnológico

La implementación de una tecnología de gasificación de plásticos en el AMB se planificó considerando las características y aspectos necesarios para su desarrollo y ejecución, con el objetivo de producir syngas para la generación de electricidad y reducir las emisiones de CO₂. Para guiar esta implementación de manera estratégica, se elaboró un mapa de ruta a 25 años. Este mapa fue estructurado en una matriz que abarcó tres horizontes temporales: corto plazo (Q1 2025), mediano plazo (Q2 2026-2036) y largo plazo (Q3 2037-2050).

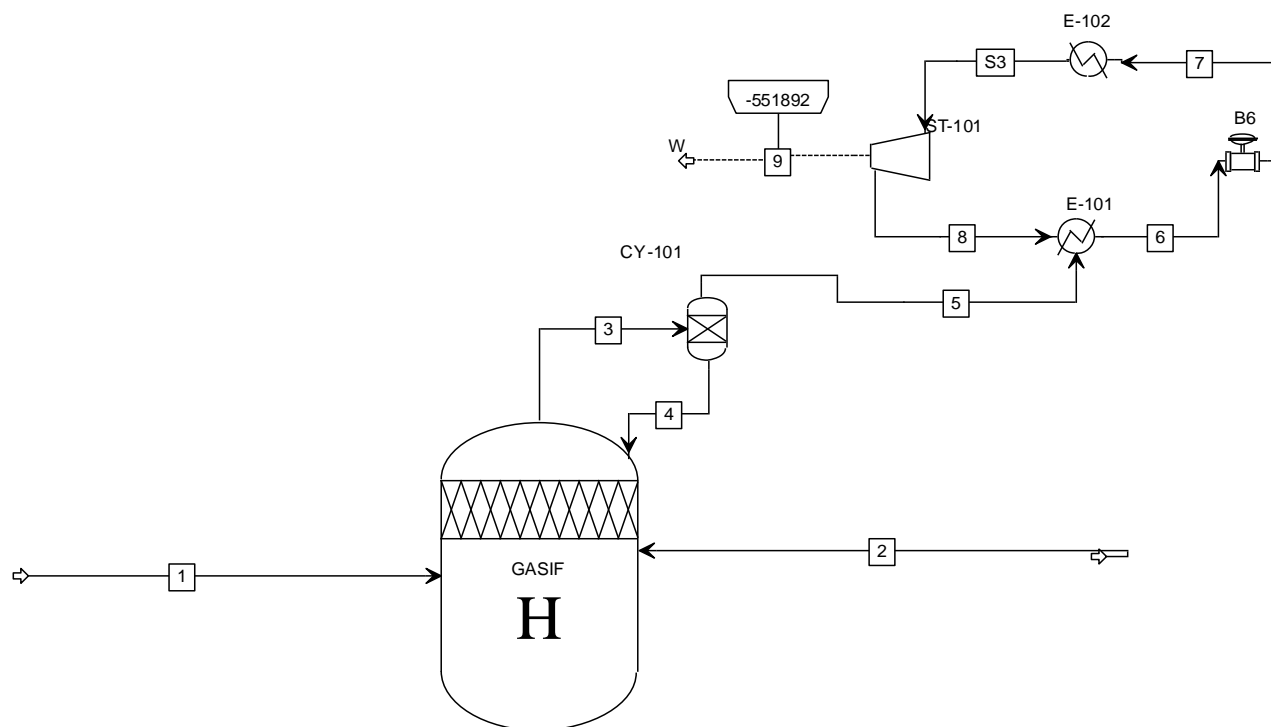
La elaboración de este mapa de ruta se basó en una exhaustiva evaluación técnica, económica y ambiental del proceso de gasificación. Cada horizonte temporal del mapa incluye fases específicas de desarrollo, que van desde la evaluación de la viabilidad de la tecnología, la selección y diseño del sistema, hasta la evaluación de su rentabilidad económica y las posibles colaboraciones con actores públicos y privados.

5. Resultados

5.1 Resultados y Validación del Modelo

En la Tabla 10 se muestran los resultados obtenidos de la simulación del gasificador correspondiente expuesta anteriormente en el diagrama de la Figura 13. En este contexto, la Corriente 1 representa la alimentación de plástico, mientras que la Corriente 2 corresponde a la entrada de aire al sistema (agente gasificante). La Corriente 5, por su parte, es la salida de Syngas del gasificador. Los valores detallan parámetros como temperatura, presión, fracción de masa sólida, entalpía de masa, densidad de masa, flujos de masa y volumen, así como las fracciones molares de los distintos componentes presentes en cada corriente

Las corrientes 6, 7, 8, 9 y W están asociadas al ciclo Rankine, un proceso termodinámico fundamental en la generación de energía eléctrica. En este ciclo, el fluido de trabajo, generalmente agua o vapor, pasa por varias etapas, como la compresión, la vaporización, la expansión y la condensación, lo que permite la conversión de calor en trabajo mecánico. En este contexto, las mencionadas corrientes representan flujos clave en la planta de generación, involucradas en el intercambio de calor y la producción de energía. En particular, el sistema está diseñado para generar una potencia de 570 kW, lo que refleja la eficiencia y capacidad del ciclo Rankine en la conversión de energía térmica en energía eléctrica, una característica esencial en plantas térmicas y sistemas de cogeneración. La simulación indica, la cantidad de residuos plásticos residuales se redujo a 0,0006478 kg/hora, lo que indica que el 99% de los residuos plásticos se ha transformado en subproductos.

Figura 13*Diagrama de Flujo Sistema de Gasificación**Nota: Realizado por autores (2025)***Tabla 10***Resultados de Corrientes del Gasificador*

Variable	Unidad	Corriente									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	W
Temperatura	C	100	20	800	800	800	100	100	121	122	
Presión	bar	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Fracción de sólido		1	0	0	0,003	0	0	0	0	0	
Entalpía	kJ/kg	3555	5,3	2226	11788	1915	3092	3092	2438	3072	

Densidad	kg/m ³	1374	1,2	0,3	0,2	0,3	0,9	0,9	11,2	0,8	
Flujo másico	kg/h	10,0	13,7	24,5	0,8	23,7	23,7	23,7	23,7	23,7	
Fracciones másicas											
H ₂		0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
O ₂		0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
CO		0,00	0,00	0,26	0,00	0,27	0,29	0,29	0,29	0,29	
CO ₂		0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,22	0,22	0,22	0,22	
CH ₄		0,00	0,00	0,03	0,00	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	
H ₂ O		0,00	0,00	0,03	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C ₂ H ₄		0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	
C ₂ H ₆		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C ₆ H ₆		0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
C ₇ H ₈		0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	
C ₆ H ₆ O		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C ₁₀ H ₈		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
N ₂		0,00	0,77	0,43	0,00	0,44	0,41	0,41	0,41	0,41	
Biomasa		0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Char		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Cenizas		0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Energía Eléctrica	kW	-	-	-	-	-	-	-	-	-	570.07

Para la validación del modelo, se compararon los resultados obtenidos en la simulación con los datos reportados por Singh Salaudeen et al. sobre la gasificación de plásticos, como se muestra en la Tabla 11. En cuanto a la producción de syngas, la simulación generó 23,7 kg/h,

mientras que el valor reportado por estos autores fue de 24,3 kg/h, lo que resultó en un error del 2,47 %, calculado según la Ecuación 46. De manera similar, el rendimiento obtenido en la simulación fue de 0,676, mientras que el valor reportado fue de 0,738, lo que dio lugar a un error del 8,47%. Estos resultados demuestran que el modelo tiene una precisión razonable y se encuentra dentro del criterio de validación, con un error inferior al 10% en ambas métricas comparadas.

Tabla 11

Validación modelo

	Singh Salaudeen et al. (2022)	Simulación	%Error
Syngas [kg/h]	24,3	23.7	2.47
Rendimiento	0,738	0,676	8,40

El análisis de los productos finales muestra que los gases y líquidos generados, incluyendo H₂, CO, CO₂, CH₄, H₂O, y varios compuestos orgánicos (C₂H₄, C₂H₆, C₆H₆, C₇H₈, C₆H₆O, C₁₀H₈), suman un total de 8,626 kg/h. Adicionalmente, el flujo de char corresponde a 1,274 kg/h, sin generación de ceniza.

El plástico residual es prácticamente insignificante, con un 0,0065%. Este resultado muestra que los residuos plásticos iniciales se descomponen en su mayoría en productos gaseosos y líquidos, con una fracción significativa convertida en char y una mínima cantidad restante como residuos plásticos residuales. Los porcentajes obtenidos suman casi el 100%, lo que indica una conversión eficiente del plástico en los productos finales del proceso (Amar Gil et al., 2022).

Así mismo, para seguir verificando el modelo del gasificador, se realizó una comparación de la composición del Syngas obtenido. Se llevó a cabo un análisis de los residuos sólidos municipales, centrándose en los tipos de plásticos más comunes como el tereftalato de polietileno (PET), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polietileno de alta densidad (HDPE) y polietileno de

baja densidad (LDPE), reportados por Amar Gil et al. (2022) de manera independiente y comparándolos con el syngas obtenido de la mezcla que se evaluó para los residuos generados en Bucaramanga.

La Tabla 12 presenta una clasificación detallada de estos materiales plásticos basada en su análisis próximo, que incluye el contenido de humedad, carbono fijo, material volátil y cenizas, y en su análisis elemental, que determina el contenido de carbono, H₂, O₂ y N₂. Es importante destacar que estos análisis no fueron realizados directamente en este estudio, sino que los valores fueron tomados y adaptados del estudio presentado por Amar Gil, Ardila Arias, & Barrera Zapata (2022).

Estos datos adaptados fueron posteriormente ingresados en el software de simulación Aspen Plus para modelar el comportamiento de los residuos plásticos durante el proceso de gasificación. Esta información permite una evaluación precisa del rendimiento del gasificador y la composición del gas generado.

Tabla 12

Análisis Próximo y Último en Diferentes Materiales Plásticos

Caracterización	PET	PP	PS	HDPE	LDPE
Análisis próximo (% peso)					
Humedad	0,46	0,61	0,18	0,1	0,25
Carbono fijo	7,77	13,2	0,16	2,3	0,12
Material volátil	91,8	86,8	97,9	97,7	99,63
Cenizas	0,02	0	1,99	0	0
Análisis último (% peso)					
C	63	83,3	86,1	89,81	90,2
H	4,12	14,8	13,7	7,48	8,5
O	32,9	0	0,2	0	1,3
N	0	0	0	2,71	0

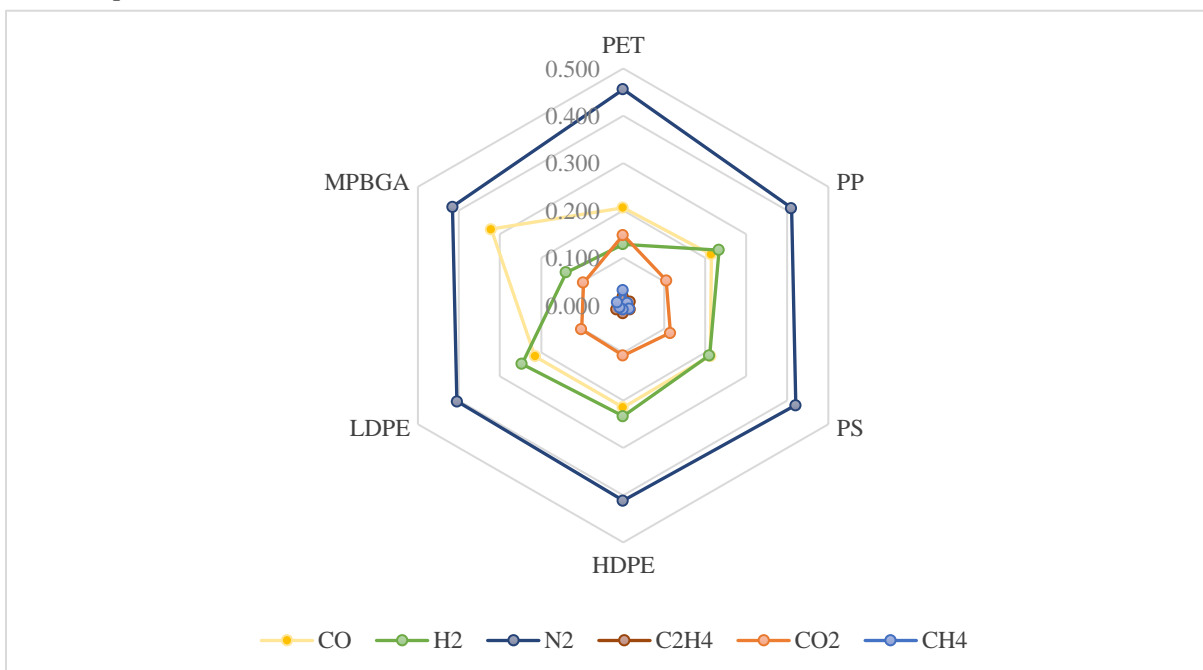
Nota. Tomado y adaptado del estudio presentado por Amar Gil, Ardila Arias, & Barrera Zapata, 2022

La Figura 14 ilustra la composición molar de los gases generados a partir de la simulación de la gasificación de diferentes plásticos (PET, PP, PS, HDPE y LDPE) y de la mezcla representativa de Bucaramanga (MPBGA). **Estos resultados de la simulación, basados en los datos de análisis próximo y último de la Tabla 12,** muestran que los gases generados incluyen CO, CO₂, H₂, N₂, CH₄, compuestos comunes en el syngas (Monir et al., 2020).

El CO muestra una composición bastante estable entre los diferentes plásticos, con valores entre 0,206 y 0,215. Los plásticos PET y HDPE presentan concentraciones ligeramente superiores en comparación con el LDPE, aunque las diferencias son mínimas. Esto sugiere que el CO es un producto común en el proceso de gasificación independientemente del tipo de plástico (Amar Gil et al., 2022).

Figura 14

Comparación entre las composiciones de Syngas resultado de la gasificación de diferentes plásticos experimentales



En contraste, el CO_2 exhibe una mayor variabilidad, con concentraciones que oscilan entre 0,101 en LDPE y 0,149 en PET. Esta diferencia indica que la formación de CO_2 está más influenciada por el tipo específico de plástico y su composición química. Los plásticos como el PET tienden a generar más CO_2 en comparación con el LDPE (Neves et al., 2011).

El H_2 presenta la mayor variación en su concentración, con valores que van desde 0,129 en PET hasta 0,246 en LDPE. La mayor cantidad de hidrógeno generada a partir del LDPE sugiere que la estructura química de este plástico facilita su conversión en H_2 durante la gasificación, en comparación con otros plásticos (Arteaga-Pérez et al., 2015). Así mismo, cabe resaltar que el PET presenta una mejor composición de H_2 comparado con los otros plásticos analizados; esto se debe principalmente al bajo contenido de carbono que presenta en su composición elemental (Champion et al., 2014), lo que disminuye su conversión dentro de las zonas de reacción en el gasificador.

Por otro lado, el N_2 mantiene una concentración relativamente alta y uniforme en todos los plásticos, variando de 0,405 a 0,456. Esta uniformidad sugiere que el nitrógeno proviene en gran parte de la atmósfera (agente gasificante) del proceso de gasificación o de componentes presentes en los plásticos, sin depender demasiado del tipo específico de plástico.

El CH_4 tiene una concentración bastante baja en todos los casos, con valores que oscilan entre 0,008 y 0,014. Los valores más altos se encuentran en PET y PP, mientras que los más bajos están en HDPE y LDPE. Esto indica que el metano no es un producto predominante en la gasificación de estos plásticos (Pati et al., 2023).

Finalmente, C_2H_4 también muestra una concentración baja, variando entre 0,016 y 0,018. La poca variabilidad en la composición de eteno sugiere que su formación no está muy influenciada por el tipo de plástico, sino que es una característica común en el proceso de gasificación.

Los datos presentados muestran la composición molar de diversos plásticos, como PET, PP, PS, HDPE, LDPE y la mezcla de residuos Plásticos en Bucaramanga (MPBGA), en comparación con un Syngas típico. Es notable que la proporción de gases como CO, CO₂, H₂ y N₂ en los plásticos evaluados supere los valores típicos del syngas. Por ejemplo, la fracción de CO en el PET es de 20,6%, mientras que en el syngas es de solo 17,8%. De un modo similar, el contenido de H₂ en varios plásticos, como el PP (23,4%) y el PS (21,1%), también excede los valores encontrados en el Syngas (Kaydouh & El Hassan, 2022).

Así mismo, la mezcla de residuos (MPBGA) presenta una mayor concentración de CO (32,1%) en comparación con el Syngas (17,8%), lo que sugiere que esta mezcla promete ser más efectiva en procesos que requieren carbono (Kaydouh & El Hassan, 2022; Monir et al., 2020). Sin embargo, el Syngas contiene un alto porcentaje de H₂ (9,60%), lo cual lo hace más adecuado para aplicaciones que necesitan hidrógeno, como la producción de amoníaco o metanol. Ambos gases tienen concentraciones similares de N₂ (MPBGA: 41,6%; syngas: 46,3%), pero el MPBGA presenta un menor porcentaje de CO₂ (9,69%) frente al syngas (15,9%), lo que puede influir en su huella de carbono (Li et al., 2024). En cuanto a hidrocarburos, el Syngas tiene una notable presencia de CH₄ (2,75%), mientras que el MPBGA carece de este componente, limitando su uso en procesos que requieren metano.

Esta tendencia presentada en el syngas obtenido de la simulación de la gasificación de plásticos sugiere que los residuos analizados no solo se alinean con la composición de un syngas típico, sino que en muchos casos la proporción de algunos componentes es significativamente mayor (Hsu et al., 2024). Lo anterior resalta el potencial de los residuos plásticos del AMB como fuente valiosa de generación de energía y materias primas en procesos de conversión de residuos

5.2 Análisis de Sensibilidad

En este estudio se realizaron 3 pruebas de sensibilidad (con la herramienta incorporada en Aspen Plus) para evaluar las mejores condiciones de generación eléctrica a partir del syngas.

5.2.1 Análisis de Sensibilidad Tipo de Agente Gasificante

En primera instancia, se determinó el efecto del tipo de agente gasificante y la temperatura de gasificación en la producción de Syngas. Para ello, se evaluaron dos tipos de agentes: aire y vapor de agua, manteniendo constante una presión de 1 atm y una temperatura de 298 K para ambos. Los rangos correspondientes de cada agente se muestran en la Tabla 13, los cuales fueron definidos en base al valor máximo de la relación entre el plástico a tratar y el agente gasificante, tal como lo reportaron Ghodrat et al. (2019). Además, se determinó la ratio (relación) flujo de agente gasificante/residuo plástico (AG/RSU), manteniendo un flujo de alimentación constante de residuos plásticos de 240 kg/d, mientras que la temperatura de gasificación se varió entre 923 K y 1773 K. Esta variación en las variables generó un total de 1722 combinaciones posibles.

Tabla 13

Rango de variables análisis sensibilidad Agente gasificante

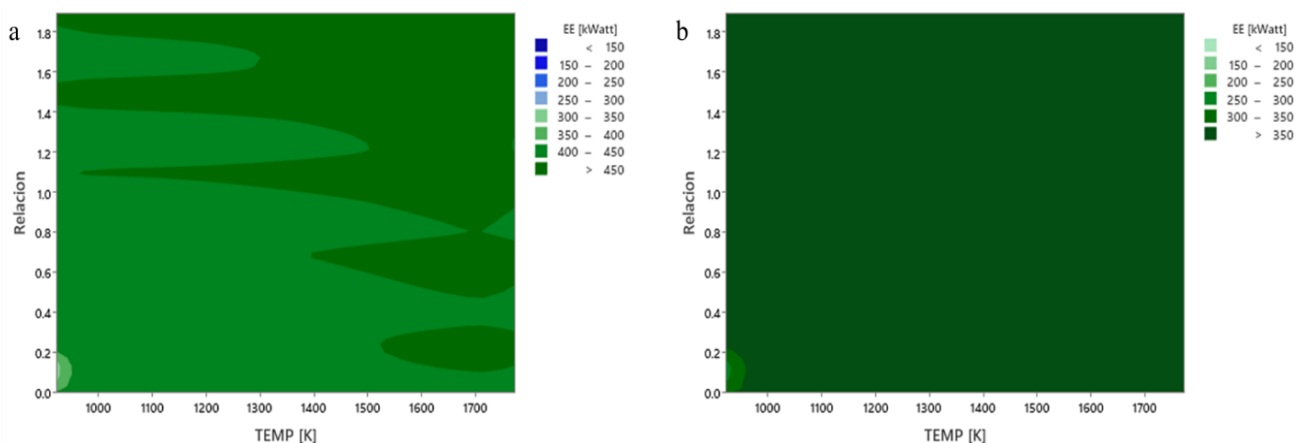
	Aire kg/h	Vapor de H₂O kg/h	Temperatura de gasificación K
MÍNIMO	24	24	923,15
Máximo	454	454	1773,15
DELTA	47,78	47,78	10

En la Figura 14 se aprecian los comportamientos mediante superficie de respuesta de los dos agentes gasificantes (Figura 14a para el aire y Figura 14b para el agua). Estas superficies indican las regiones en las que se puede obtener una mayor cantidad de energía eléctrica. Para el caso de emplear aire como agente gasificante, se puede apreciar que, entre menor sea la relación

AG/RSU, se requiere una mayor temperatura de gasificación, encontrándose entre los 1550 K a 1700 K (**Zonas de color verde oscuro**). Así mismo, entre mayor sea una relación, el aumento de temperatura deja de ser significativo para la obtención de energía eléctrica. Específicamente, entre las zonas 1,4 a 1,6 de (AG/RSU) a una temperatura de gasificación mayor a los 1000 K, favorece una mayor cantidad de energía eléctrica, siendo superior a los 450 kW, teniendo coincidencia entre estos los valores reportados por Barrera-Zapata & Cardona-Giraldo (2022), para sus procesos de gasificación. Igualmente, Solis & Silveira (2020) mencionan que a una mayor temperatura el proceso de gasificación para la obtención de Syngas puede ser contraproducente debido a que resulta complejo establecer una temperatura constante en todas las zonas de reacción; por ende, se recomienda trabajar en zonas entre 900 K y 1100 K.

Figura 15

Diagrama de contorno análisis de sensibilidad tipo de agente gasificante



Por otra parte, cuando se evaluó el uso de vapor de agua, teniendo en cuenta vapor de media presión a 393,15 K (de Medeiros et al., 2017), En la Figura 15b se aprecia que, a diferencia de utilizar aire como agente gasificante, se obtiene una menor cantidad de energía eléctrica, con valores inferiores a 350 kWh. Además, se observa que, independientemente de la temperatura y para relaciones mayores a 0,2, la generación eléctrica supera los 350 kWh. De igual forma,

independientemente de la temperatura de gasificación, se va a obtener esa cantidad de energía debido a que el vapor de agua, aunque favorece ciertas reacciones químicas, no proporciona el mismo potencial de oxidación que el oxígeno presente en el aire. Esto limita la cantidad de carbono que puede ser convertido en productos energéticos, lo que a su vez afecta la eficiencia global del proceso (Rogachuk & Okolie, 2024). Esto hace de que la relación (AG/RSU) respecto a la temperatura sea indiferente.

Con base en los análisis realizados, se destaca que, para mejorar la eficiencia y la producción energética, el aire es el agente gasificante más adecuado, especialmente en las zonas de temperatura y relación mencionadas. Se ha determinado que, al utilizar aire o agua, las condiciones favorables emplearán una relación de 1,4 de AG/RSU a una temperatura de gasificación entre 1073K, donde se pueden alcanzar producciones superiores a 350 kW.

5.2.2 Análisis de Sensibilidad Tipo de Plástico

Una vez determinadas las condiciones favorables de la relación AG/RSU, se estableció una configuración donde permaneció constante el flujo de agente gasificante y se varió la cantidad de residuos plásticos como se muestra en la Tabla 14, manteniendo su presión y temperatura constantes. Se generó un total de 12054 combinaciones diferentes, tomando como variable de respuesta la generación eléctrica. Los resultados sobre estas variables son representados en las gráficas de contorno de las Figuras 15,16,17 y 18, respectivamente.

Tabla 14

Rango de variables análisis sensibilidad cantidad de residuos plásticos

	Residuos plásticos (PET, PP, PS, LDPE, HPDE, MPBGA) kg/h	Temperatura K
MÍNIMO	24	923,15

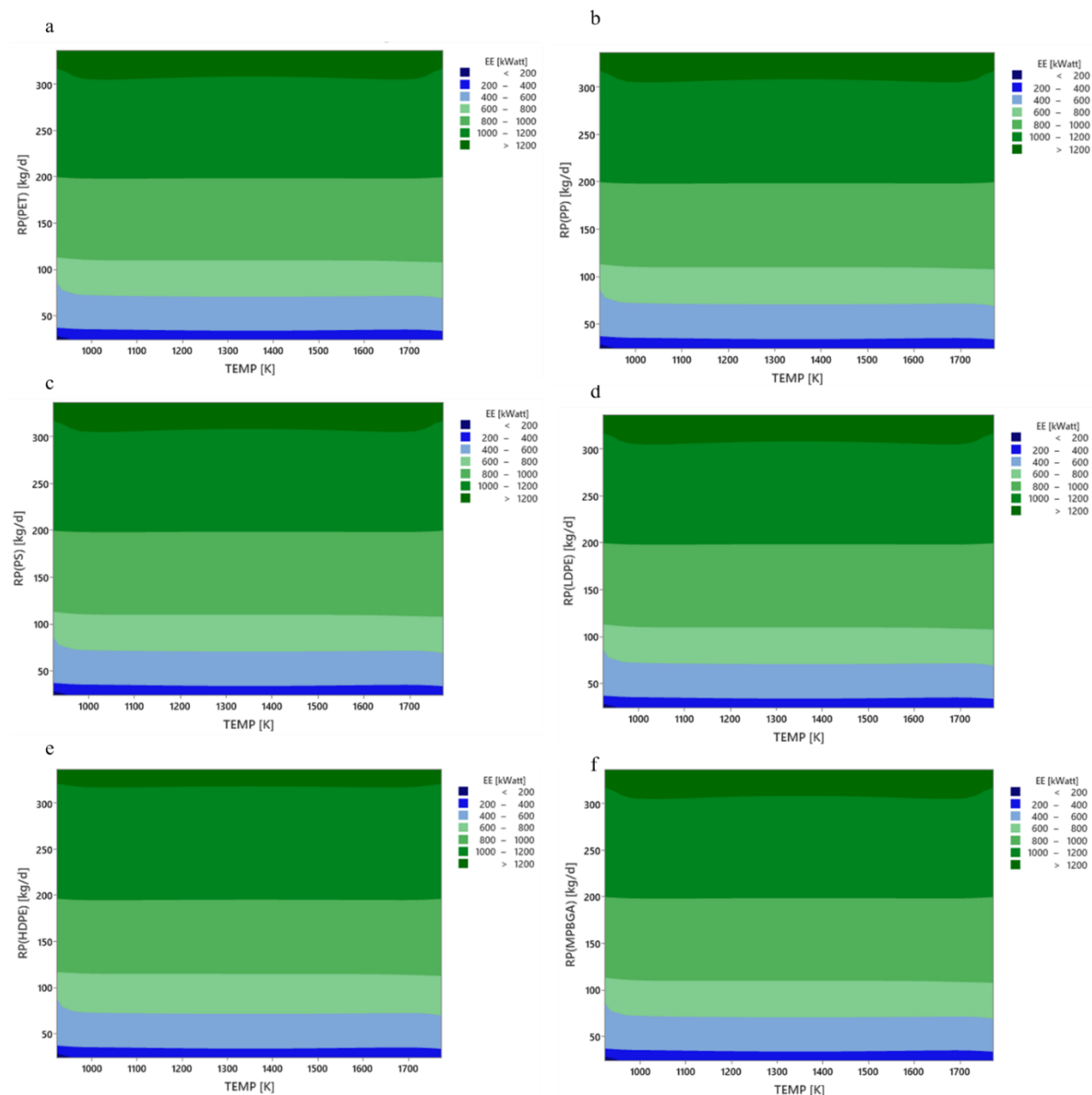
Máximo	336	1773,15
DELTA	34,67	10

En las Figuras 15 y 16, la generación energética evidencia que la temperatura de gasificación depende del tipo de plástico a gasificar o de si se trata de una mezcla de ellos, como es el caso de estudio para el AMB. En los contornos se aprecia que después de los 1000 K la temperatura ya no es una variable y se mantiene fija a determinada cantidad de residuo procesado.

No obstante, al utilizar aire como agente gasificante, la cantidad de residuos plásticos sí impacta en la energía eléctrica generada. A medida que aumenta la cantidad de residuos procesados, también lo hace la energía producida. En particular, al procesar más de 200 kg/h, se logra una generación de hasta 1000 kW (zonas de color verde), en contraste con el rango de 50 a 100 kg/h, donde la energía eléctrica generada se limita a 400 kW (zonas de color azul)

Figura 16

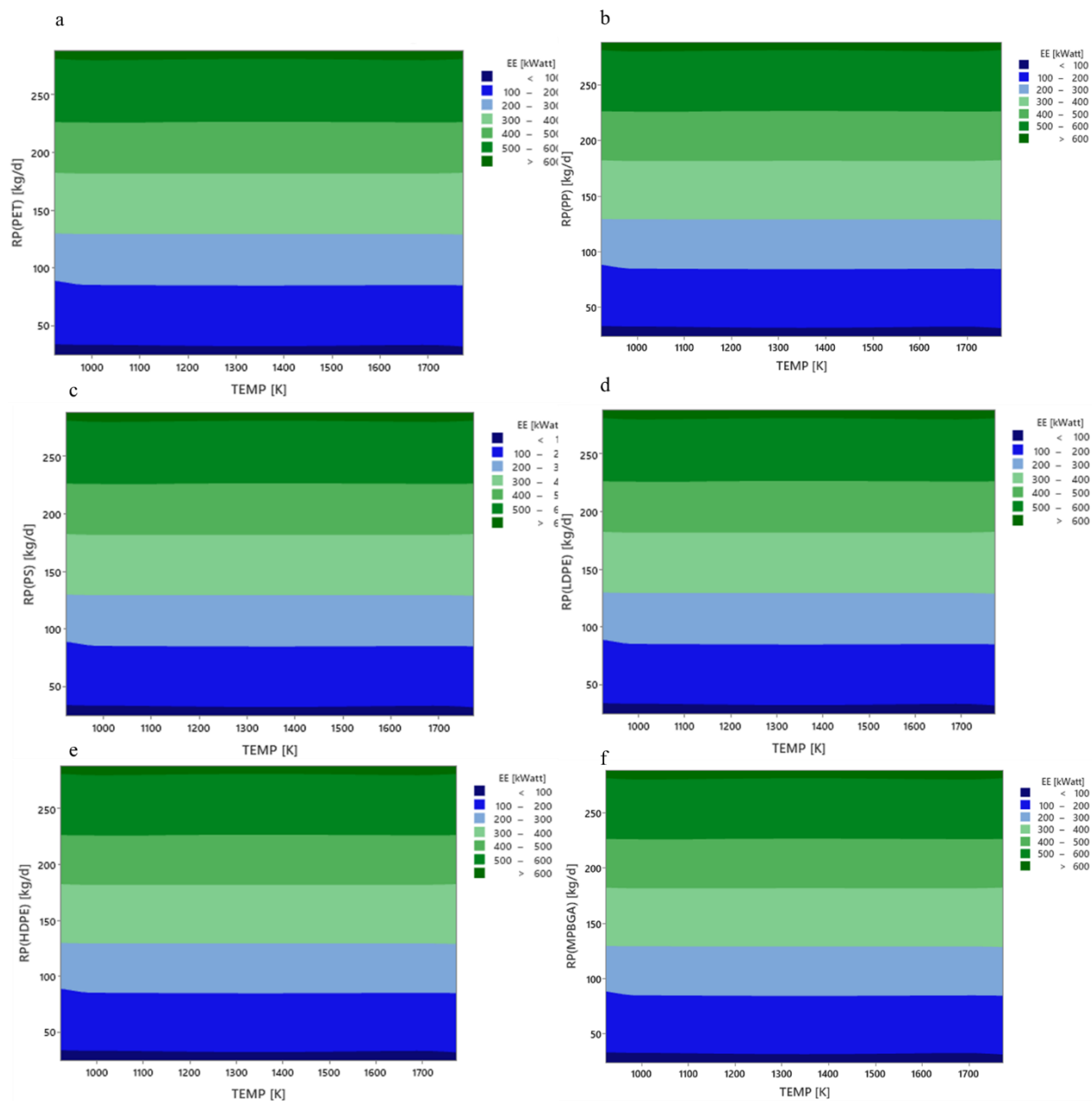
Diagrama de contorno análisis de sensibilidad flujo de residuos plásticos, empleando aire como agente gasificador.



Nota. a) PET vs Temperatura de gasificación. b) PP vs Temperatura de gasificación. c) PS vs Temperatura de gasificación. d) PS vs Temperatura de gasificación. e) LPDE vs Temperatura de gasificación. f) HDPE vs Temperatura de gasificación. g) MPBGA vs Temperatura de gasificación.

Figura 17

Diagrama de contorno análisis de sensibilidad flujo de residuos plásticos, empleando vapor de agua como agente gasificador.



Nota. a) PET vs Temperatura de gasificación. b) PP vs Temperatura de gasificación. c) PS vs Temperatura de gasificación. d) PS vs Temperatura de gasificación. e) LPDE vs Temperatura de gasificación. f) HDPE vs Temperatura de gasificación. g) MPBGA vs Temperatura de gasificación.

El análisis realizado demuestra que el aire es el agente gasificante más eficiente en las condiciones operativas estudiadas, superando al vapor de agua, que, aunque utilizable en el proceso, presenta una menor generación de energía eléctrica (Figura 17). Así mismo, uso de vapor de agua implica mayores costos operativos y de control, además de requerir más energía para alcanzar temperaturas óptimas, lo que reduce su efectividad en la conversión energética (Novarini et al., 2021).

Por lo tanto, con los resultados obtenidos de los estudios de sensibilidad confirman que operar en un rango de 1,4 a 1,6 de relación aire/RSU (AG/RSU) y a temperaturas cercanas a los 1073 K se obtiene las condiciones que favorecen la conversión de los residuos sólidos urbanos (RSU) en energía.

En la figuras 18 y 19, se confirma que a medida que se incrementa la cantidad de residuos plásticos introducidos en el sistema, aumenta la producción de gas combustible, lo cual, a su vez, potencia la generación de electricidad. Sin embargo, esta relación no es lineal, ya que existen umbrales a partir de los cuales la eficiencia del proceso puede verse afectada por factores como la calidad del gas producido y las pérdidas energéticas (Fox & Stacey, 2019); es decir, aunque procesar mayores cantidades de residuos ofrece un mayor potencial energético, es fundamental evaluar las condiciones de operación para mejorar la eficiencia y minimizar el impacto ambiental.

A su vez, al utilizar agua como agente gasificante, la cantidad de residuos plásticos también impacta en la energía eléctrica generada, aunque de manera distinta. A medida que aumenta la cantidad de residuos procesados, se observa un aumento en la producción de gas combustible, lo que potencialmente puede mejorar la generación de electricidad. En particular, al procesar más de

200 kg/h, se podría alcanzar una generación similar a la que se logra con aire, a pesar de que las características del gas producido y su calidad pueden variar significativamente.

Sin embargo, esta relación no es lineal. Al utilizar agua, la producción de gas combustible se ve influenciada por la cantidad de vapor que se necesita para el proceso, lo cual ayuda a ello, pero aun así al implementar vapor, hace que el gas obtenido sea húmedo (Cudjoe & Zhu, 2024), lo que puede limitar la eficiencia a las condiciones dadas.

Aumentar la cantidad de residuos plásticos introducidos en el sistema puede llevar a una saturación del proceso, generando pérdidas energéticas y afectando la calidad del gas (Li et al., 2024). En otras palabras, aunque procesar mayores cantidades de residuos puede ofrecer un mayor potencial energético, se requiere que las condiciones de operación, como la temperatura y el flujo de agente gasificante sean las mejores.

Figura 18

Energía eléctrica vs Cantidad de residuos a la temperatura favorable de reacción, empleando aire como agente gasificador.

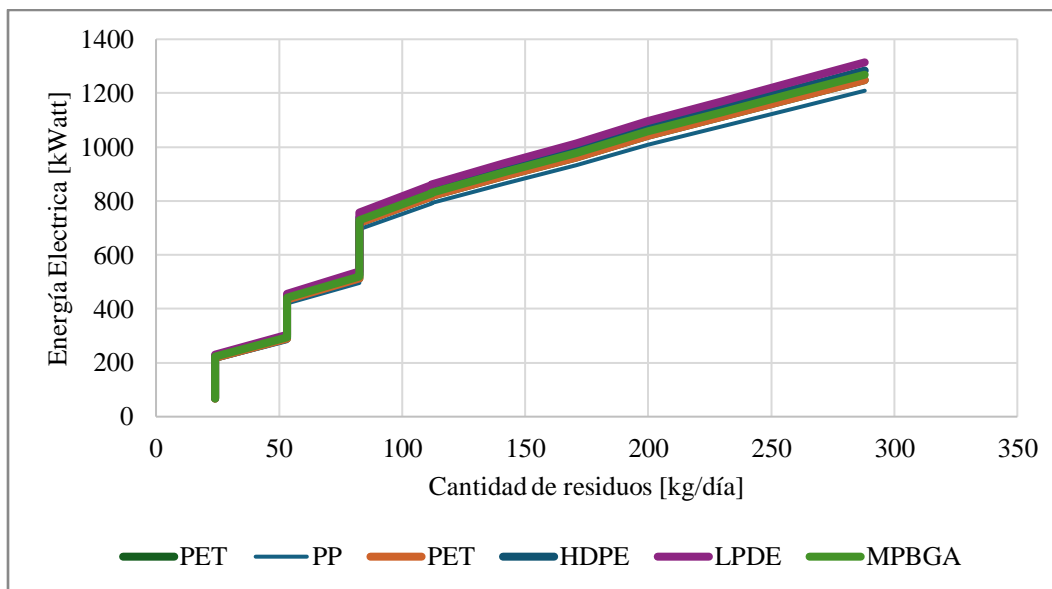
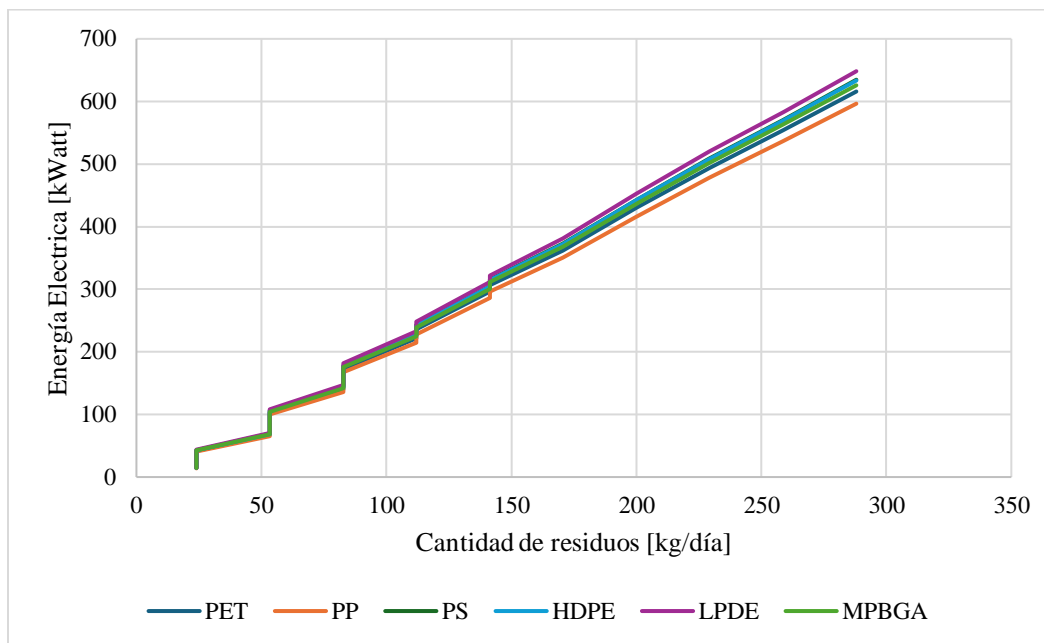


Figura 19

Energía eléctrica vs Cantidad de residuos a la temperatura favorable de reacción, empleando agua como agente gasificador.



5.3 Metamodelos o Modelos Subrogados

Los modelos desarrollados a partir del análisis de sensibilidad proporcionan una comprensión clara de cómo la cantidad de residuos plásticos (RP) y la temperatura (Temp) influyen en la generación de energía eléctrica (EE).

$$EE = 334.01 + 3.1622 \cdot RP \quad Ec. (53)$$

La Ecuación 40 indica que un aumento en la cantidad de residuos plásticos se traduce en un incremento significativo en la producción de energía eléctrica, destacando la viabilidad de maximizar el uso de estos materiales para optimizar la generación energética.

Por otro lado, la relación de la ecuación sugiere que la temperatura de gasificación también depende de la cantidad de residuos plásticos, lo que implica que un manejo adecuado de esta variable es crucial para mejorar la eficiencia del proceso.

$$Temp = 632.44RP - 113318 \quad Ec. (54)$$

Estos resultados abren nuevas vías de investigación para explorar el potencial de diversos tipos de residuos plásticos y optimizar las condiciones operativas de los gasificadores. Comprender esta dinámica facilita el diseño de sistemas de gasificación más eficientes y la gestión adecuada de residuos plásticos, contribuyendo así a una economía circular y a un manejo más responsable de los residuos.

Tabla 15

Ajuste de los modelos subrogados para la obtención de energía eléctrica.

Modelo	S	R cuadrado	R cuadrado (ajustado)
Temp	98,1225	95,83%	96,83%
EE	95,1225	91,65%	91,64%

Por lo tanto, es fundamental llevar a cabo un análisis exhaustivo del ciclo de vida completo de esta tecnología. Este hallazgo refuerza la hipótesis de que la temperatura actúa como un catalizador en la conversión de residuos plásticos en energía, acelerando las reacciones químicas involucradas (Yu et al., 2024). Sin embargo, es crucial señalar que la ecuación presentada simplifica un sistema complejo, y otros factores, como la composición química de los residuos plásticos y la presencia de catalizadores, también pueden influir en los resultados.

5.3.1 El Análisis de Varianza

En la Tabla 16 se muestran los resultados del análisis de varianza (ANOVA), mostrando un valor de F de 9426,84 con un valor p de 0,000, lo que indica que el modelo lineal es altamente significativo y que la variable RP tiene un impacto considerable en la producción de energía

eléctrica. A pesar de ello, el análisis de los residuos revela algunas observaciones inusuales, donde se presentan residuos grandes, como en los casos de ajuste donde las diferencias entre los valores observados y los ajustados son considerablemente elevadas. Por ejemplo, algunos residuos varían desde -339,64 hasta +194,08 kW, lo que sugiere que, a pesar de la buena correlación general del modelo, existen casos donde la predicción no se alinea adecuadamente con los datos reales.

Lo anterior implica que, aunque el modelo es efectivo en general, es importante investigar más a fondo las causas de estas discrepancias. Factores como la variabilidad en la calidad de los residuos plásticos, las condiciones operativas del gasificador y la composición química de los residuos podrían estar influyendo en la producción de energía, lo que sugiere la necesidad de una modelización más completa que considere múltiples variables interrelacionadas. De esta manera, se podrá optimizar aún más el rendimiento del gasificador y mejorar la generación de energía eléctrica de forma más precisa y efectiva.

Tabla 16

Resultados análisis de varianza.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	1	85296739	85296739	9426,84	0,000
Lineal	1	85296739	85296739	9426,84	0,000
RP(PET) [kg/d]	1	85296739	85296739	9426,84	0,000
Total	860	93069214			

5.4 Análisis Económico del Proceso

Se realizó una evaluación de la viabilidad económica del proceso de producción de metanol renovable, considerando tanto los gastos de capital (CapEx) como los gastos operacionales (OpEx). Para estimar estos costos, se empleó Excel como herramienta de cálculo siguiendo la metodología de Guthrie, expuesta en el libro de Turton et al. (2018).

5.4.1 Gastos de Capital (CapEx)

Se consideraron diversos parámetros de diseño para cada equipo, los cuales fueron calculados a través de la síntesis de procesos. En este contexto, el volumen se incluyó en la valoración económica de los equipos como el gasificador (donde se evaluaron su diámetro y longitud). A su vez, se tomaron en cuenta otras medidas de capacidad, como la potencia necesaria y el área de transferencia de calor, para los compresores y los intercambiadores de calor, respectivamente.

Para determinar el costo modular de los equipos, se emplearon las fórmulas y gráficos del método de Guthrie, considerando un CEPCI de 829,9 para julio de 2022 (Maxwell, 2024). Este costo se obtuvo en dólares estadounidenses (USD), utilizando una tasa de cambio de COP \$ 4.001, basada en el promedio mensual del valor del dólar en 2024 (dólar-Colombia, s.f.). Los costos de los equipos relacionados con el proceso de producción de metanol se presentan en la Tabla 17.

Tabla 17

Estimación CAPEX proceso de gasificación

Categoría	Tipo	Detalles	Costo de Equipo Comprado USD	Costo del Módulo Pelado USD
Colectores de Polvo	Dc-101 Ciclón	Caudal de Gas: 1 m ³ /s	\$ 8.590	\$ 12.900
Intercambiadores	E-101 Fijo, Placa o U-Tubo	Presión Carcasa: 1 barg, Presión Tubo: 2 barg, MOC: Acero al Carbono, Área: 14 m ²	\$ 31.400	\$ 103.000
	E-102 Fijo, Placa o U-Tubo	Presión Carcasa: 2 barg, Presión Tubo: 1 barg, MOC: Acero Inoxidable, Área: 14 m ²	\$ 31.400	\$ 145.000
Ventiladores / Sopladores	F-101 Radial Centrífugo	Caudal de Gas: 1 m ³ /s, # Repuestos: 1, MOC: Acero al Carbono, Aumento de Presión: 0.1 barg	\$ 13.900	\$ 57.000

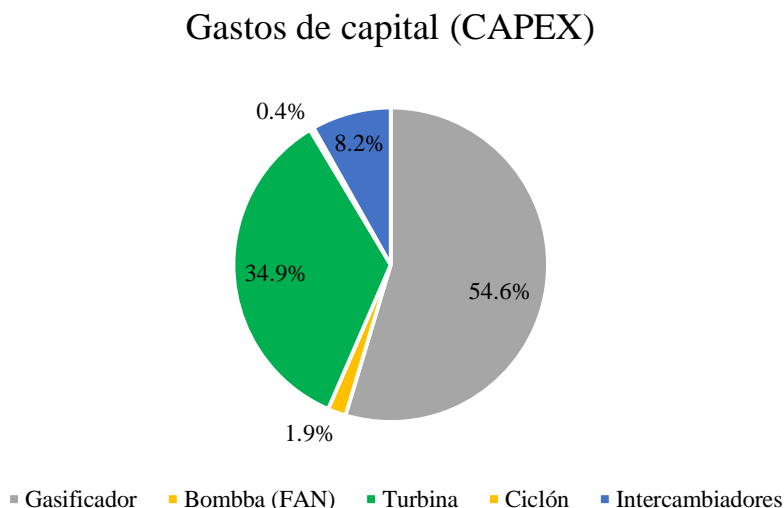
Calentadores de Combustión	H-101 Horno de Pirólisis	Potencia Térmica: 48.5 MJ/h, MOC: Acero Aleado, Presión: 1 barg	\$ 663.000	\$ 1.660.000
Turbinas	J-101 Radial	Potencia: 650 kW, # Repuestos: 0, MOC: Acero al Carbono	\$ 303.000	\$ 1.060.000
Total				\$ 3.037.900

Los resultados anteriores son representados en la Figura 20, donde se observa que el equipo con mayor costo económico es el gasificador, llegando con un 54,6 % del total del CAPEX, esto debido a que se requiere una gran demanda energética para su funcionamiento (Vargas-Santillán et al., 2019). El porcentaje restante corresponde al ciclo de energía Rankine para la generación de energía donde destaca la turbina, cubriendo el 34,9% de la inversión de los CAPEX.

Al realizar una comparación entre los CAPEX reportados por Ghodrat et al. (2019) sin tener en cuenta la integración energética y equipos extra utilizados en su documento, la turbina representa el valor más alto de los gastos capitales, siendo este de 1,5 millones de dólares; de la misma forma, el artículo de Janajreh et al. (2020) reporta a estos equipos como costosos en el proceso de obtención de energía eléctrica empleando gas de síntesis.

Figura 20

Porcentaje de inversión de equipos CAPEX



5.4.2 Gastos Operativos (OPEX)

Entre los gastos operacionales evaluados se incluyen los costos de mano de obra (COL), los servicios industriales necesarios para la operación de ciertos equipos (CUT) y el costo de las materias primas (CRM). No se consideraron los costos relacionados con el tratamiento de residuos (CWT). Todos los cálculos se hicieron siguiendo la metodología de las ecuaciones, y todo esto se puede apreciar en el documento Excel recopilatorio de estimación económica del Apéndice B.

Los gastos operativos anteriormente mencionados se sumaron para obtener el valor total, y se reportan teniendo en cuenta los tres casos de estudio en la Tabla 18.

Tabla 18

Estimación OPEX proceso de gasificación

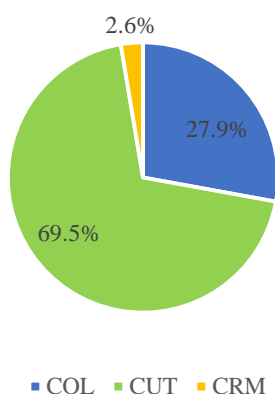
Concepto	USD/año
COL	USD 206,887.00
CUT	USD 516,043.36
CRM	USD 19,543.40
Total	USD 742,473.77

Al realizar un análisis de los gastos operativos asociados al proceso de gasificación de residuos plásticos, en la Figura 21 se observa que los costos operativos representan una proporción significativa del total.

Figura 21

Porcentaje de inversión de OPEX

Gastos operativos (OPEX)



En este caso, el gasto operativo total asciende a 742.473,77 USD/año, donde la mayor parte de estos costos, el 69,5 %, corresponde a los gastos en el concepto CUT, alcanzando los 516.043,36 USD/año. Por lo cual, el proceso de gasificación enfrenta retos similares a los de otras tecnologías avanzadas (Yakah et al., 2022), donde el alto costo operativo puede ser un factor limitante para su viabilidad económica. Comparado con otros análisis del sector, como el de Lubongo et al. (2022) donde los gastos operacionales también suelen dominar la estructura de costos, es evidente que la eficiencia y reducción de estos gastos son cruciales para mejorar la sostenibilidad y competitividad de la gasificación de residuos plásticos.

5.4.2.1 Costos de Manufactura (COM). Los costos de manufactura por operación, se calcularon mediante la Ecuación 42 tomada del libro Turton et al. (2018), descrita en el numeral 4.5 *Evaluación Económica*, la cual se obtiene de la suma de los gastos relacionados con costos

variables (DMC), fijos (FMC) y gastos generales (GE). Este cálculo se detalla en el documento Excel del Apéndice C, en la pestaña Costo COM.

$$COM = 0,280 * FCI + 2,73 * C_{OL} + 1,23 * (C_{UT} + C_{WT} + C_{RM}) \quad Ec. (55)$$

$$COM = \text{USD } 2,074,185.24$$

Al comparar el COM de esta planta con el de la planta de Alves et al. (2021), que tiene una capacidad de producción similar, pero utiliza una tecnología más antigua, se observa que el COM de la planta Alves et al. (2021) es un 15% más alto. Esto sugiere que la puesta en marcha de esta planta podría beneficiarse de una actualización tecnológica para reducir sus costos operativos y mejorar su competitividad.

5.4.3 Indicadores Económicos: Valor Presente Neto (VPN)

El análisis económico del proyecto de gasificación se realizó en una matriz de flujo de fondos que incluye varios aspectos económicos como impuestos sobre utilidades y bonos por tecnología. Todos los cálculos a detalle se muestran en el Apéndice D. Esta matriz proporciona una visión integral de la viabilidad financiera del proyecto, permitiendo identificar áreas de mejora y en la gestión de costos e ingresos. Se realizó considerando los siguientes aspectos:

En primer lugar, se identificó el producto principal que generará ingresos significativos. Los ingresos proyectados dependen del mercado y la demanda del producto final. A su vez, se consideran las materias primas necesarias para el proceso, las cuales representan un componente esencial en la estructura de costos.

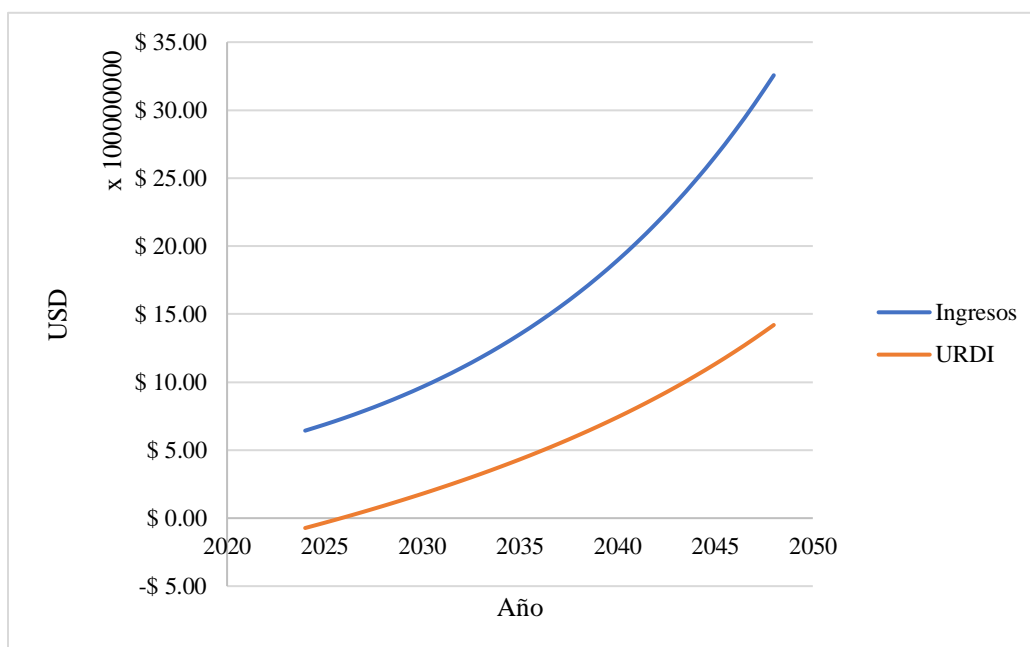
Los costos variables se calculan en función de la producción, mientras que los costos fijos se mantienen constantes independientemente del volumen de producción. Además, se incluye la depreciación de los activos, que afecta directamente la rentabilidad del proyecto. Por último, se contemplan los impuestos, que impactan el flujo de caja neto, todo esto proyectado a 25 años a

futuro; es decir, hasta el 2050, año en el que se espera que esta tecnología en conjunto con las demás WtE ya se encuentren en funcionamiento.

Por otra parte, como se muestra en la Figura 22, el crecimiento de los ingresos aumenta, principalmente por el incremento de la producción de energía eléctrica. Este crecimiento proyectado sugiere que el negocio tiene un gran potencial de expansión, con ingresos que van desde \$643.320.443,07 en 2024 a \$3.256.486.818,81 en 2048. En cuanto a la rentabilidad, se refleja a partir de 2026. Esto indica que la inversión inicial y los esfuerzos operativos comenzaron a generar frutos.

Figura 22

Evolución de los Ingresos y la Rentabilidad (URDI) a lo largo del tiempo



Bajo esas consideraciones además de una tomar una tasa interna de retorno (TIR) de 10% como se puede ver en la Figura 23.

Se estimó el valor del VPN siguiendo la ecuación 43.

$$VPN = \sum_{t=1}^n \frac{FE_t}{(1+k)^t} - FE_0 \quad Ec. (56)$$

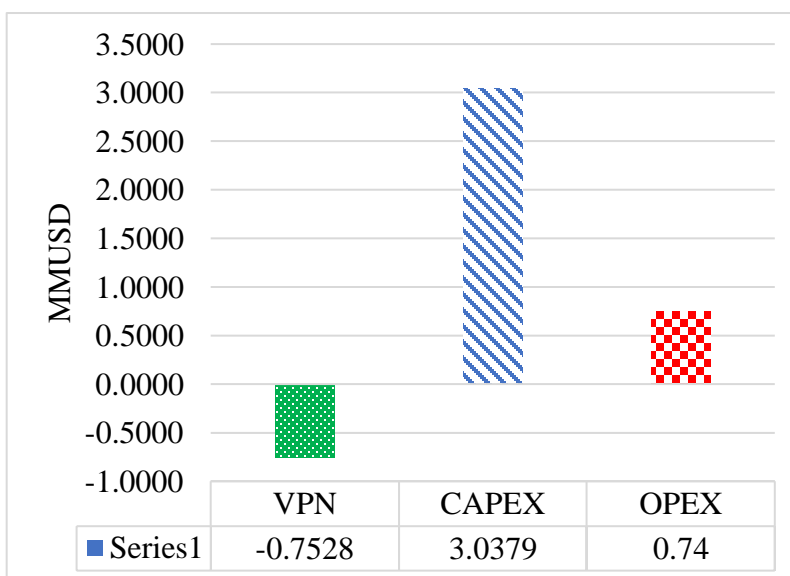
Donde:

- V_t : Representa los flujos de caja en cada periodo t .
- I_0 : El valor del desembolso inicial de la inversión.
- n : El número de períodos considerado.
- K : Tasa de descuento utilizada.

Obteniendo un valor negativo de -0,7528 millones de dólares. Este resultado indica que el proyecto no generaría un retorno de inversión suficiente para justificar la inversión inicial de 3.0379 millones de dólares. El OPEX anual de 0,74 millones de dólares representa una proporción significativa de los costos totales, lo cual podría estar limitando la rentabilidad. La volatilidad de los costos totales, lo cual podría estar limitando la rentabilidad. La volatilidad de los precios de los residuos plásticos y los posibles cambios en la regulación ambiental son factores externos que podrían aumentar la incertidumbre del proyecto.

Figura 23

Indicadores financieros de la inversión



Aun así, en el estudio realizado por Lubongo et al. (2022) sobre la viabilidad económica de la gasificación también revela la importancia de gestionar costos variables y fijos, así como la

depreciación y los impuestos, obteniendo de igual manera un VPN negativo. Sin embargo, un VPN negativo no debe ser interpretado automáticamente como un signo de mala viabilidad. Este resultado podría ser el reflejo de una fase temprana del proyecto donde los altos costos iniciales y la falta de ingresos aún no se han compensado. Al igual que en la pirólisis, donde la rentabilidad depende de la capacidad de la planta y del costo de las materias primas, el proceso de gasificación podría mejorar su situación financiera con ajustes en la gestión de costos y nuevas oportunidades de ingresos. Asimismo, es fundamental considerar el horizonte temporal del proyecto; un VPN negativo en el corto plazo puede ser aceptable si se prevé que el flujo de caja se estabilice en el futuro.

Ambos procesos requieren de un etapa de ingeniería básica y análisis del flujo de fondos para validar su viabilidad económica. En conclusión, mientras que ambos métodos presentan sus propias complejidades y desafíos, estudios sobre la pirólisis sugieren que, con las condiciones adecuadas, es posible lograr una rentabilidad que podría no ser alcanzable en el proceso de gasificación sin ajustes significativos en su estructura de costos y en la gestión de ingresos.

5.5 Gasificación en Condiciones Favorables para el AMB

Los resultados de validación sobre el modelo de simulación indican que, al encontrar las condiciones favorables como la temperatura de gasificación y la relación entre el agente gasificante y los residuos, tipo de agente gasificante, se pueden alcanzar producciones significativas de syngas. El aire es la mejor opción para la obtención de energía eléctrica, con una relación de 1,4 respecto a los residuos sólidos. Así mismo, se espera que esta propuesta energética pueda cubrir el 50% de los plásticos generados siendo 87.660 t/año, con una temperatura de gasificación de 1073K a 1 bar de presión, con tamaño de equipo basado en el reportado por Amar Gil et al. (2022);

con dichas condiciones se vuelve a simular el proceso, obteniendo como resultado la generación de 716.853 MWh/año.

Igualmente, la composición del syngas obtenido muestra un potencial superior en comparación con valores típicos, lo que sugiere que la gasificación de plásticos comunes, como PET y HDPE, puede ser particularmente efectiva en esta región.

Por otra parte, la generación de energía del proceso de gasificación es de 716.853 MWh/año, lo que representa aproximadamente el 5,4% de la capacidad de Hidroituango, que en operación completa genera 13300 GWh/año (Empresas Públicas de Medellín (EPM), 2024). Esta capacidad de gasificación podría abastecer a unos 380 hogares en Santander, considerando que un hogar promedio consume 1884 kWh al año (UPME, 2019). Aunque la tecnología de gasificación presenta una producción menor en comparación con Hidroituango, se perfila como una alternativa prometedora para diversificar las fuentes de energía y contribuir a la economía circular, contribuyendo a mitigar el impacto ambiental de los residuos plásticos en Bucaramanga.

5.6 Estudio de Impacto Ambiental

Para la planta de WtE empleando gasificación, se estimaron las emisiones indirectas de CO₂ por energía eléctrica, las cuales tienen un factor de emisión de 0,126 t CO₂ -eq/MWh (UPME, 2021) y por el consumo de agua para el enfriamiento, que tiene un factor de emisión de 0,143 kg CO₂ -eq/m³ (Rodríguez et al., 2020); como también las emisiones directas de CO₂ provenientes de algunas corrientes de salida del proceso, como lo son la corriente de vapor que se requiere en el ciclo de generación de energía que tienen un factor de emisión promedio de 0,0174 kg CO₂ -eq/MJ (International Renewable Energy Agency (IRENA), 2024).

El total de emisiones de CO₂ eq/año se muestra en la Tabla 19.

Tabla 19*Emisiones de CO₂ en el proceso*

Variable	Consumo	Factor de emisión	Unidad del factor de emisión	t CO ₂ eq/año
Energía eléctrica (MWh)	4,39	0,126	tCO ₂ -eq/MWh	0,654
Agua de enfriamiento (m ³ /año)	211,03	0,143	kgCO ₂ -eq/m ³	0,012
Corrientes de proceso (MJ/h)	4,20	0,0174	kgCO ₂ -eq/MJ	0,655
Total, de emisiones de CO₂				264

Actualmente, Hidroituango produce 4,4 millones de toneladas de CO₂ al año para generar 13300 GWh. Si se compara esta producción con los 716.853 MWh que produce un gasificador utilizando métodos convencionales, se estima que generaría 0,237 millones de toneladas de CO₂. Sin embargo, al implementar la gasificación, solo se emiten 264 toneladas de CO₂ equivalente al año. Esto implica una reducción de aproximadamente 4.399.736 toneladas de CO₂, lo que representa cerca del 99,99% menos en comparación con las emisiones de Hidroituango.

Sin embargo, es importante destacar que esta comparación se basa en un análisis del ciclo de vida simplificado y puede variar dependiendo de factores como la ubicación geográfica, la eficiencia de los equipos y las fuentes de energía utilizadas. Además, la gasificación de residuos plástico presenta ventajas en términos de reducción de emisiones en comparación con otras tecnologías de generación de energía convencionales, como las centrales térmicas de carbón (Fackler et al., 2021).

5.7 Análisis de los posibles Efectos en la Salud Humana de las Tecnologías de Gestión de Residuos Plásticos

En la Tabla 20 se muestra el análisis de los datos sobre las diferentes tecnologías de manejo de residuos plásticos y su impacto en la salud humana revela que cada proceso tiene efectos

adversos significativos. La incineración genera una variedad de contaminantes como óxidos de nitrógeno (NOx), óxidos de azufre (SOx), dióxido de carbono (CO₂) y metales pesados, los cuales no solo contribuyen al cambio climático, sino que también provocan enfermedades respiratorias, daños a órganos vitales y cáncer (Novarini et al., 2021). La pirólisis y la gasificación, aunque menos comunes, también liberan sustancias peligrosas como monóxido de carbono (CO), compuestos orgánicos volátiles (COVs) y partículas finas, los cuales pueden generar intoxicación, daño pulmonar, y aumentar el riesgo de enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Bena et al., 2020).

Por otro lado, la falta de tecnología para el procesamiento de plásticos provoca su acumulación en el medio ambiente, lo que conlleva a la liberación de químicos tóxicos como bisfenol A y metales pesados que afectan la salud humana, causando desde trastornos hormonales hasta cáncer (Vaish et al., 2019). De igual modo, la presencia de microplásticos en los alimentos y el agua plantea un riesgo creciente para la salud humana, al generar inflamación crónica y alterar el sistema hormonal.

Tabla 20

Análisis Comparativo de Tecnologías para el Manejo de Residuos Plásticos: Emisiones Generadas y su Impacto en la Salud Humana

<i>Tecnología</i>	<i>Emisiones Generadas</i>	<i>Impacto en la Salud Humana</i>	<i>Cita</i>
<i>Incineración</i>	Óxidos de nitrógeno (NOx), óxidos de azufre (SOx), dióxido de carbono (CO ₂), metales pesados (como plomo, cadmio, mercurio).	- NOx y SOx: Irritación en los ojos, la nariz y la garganta, enfermedades respiratorias crónicas, como asma o bronquitis. - CO₂: Contribuye al cambio climático. - Metales pesados: Daño a órganos vitales (riñones, hígado), cáncer.	(Priya et al., 2023)
<i>Pirólisis</i>	Gases como monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO ₂), compuestos	- CO: Puede causar intoxicación, afectando el sistema nervioso y cardiovascular. - COVs y metano: Pueden ser carcinogénicos y provocar daño a los pulmones.	(Chowdhury et al., 2023)

	orgánicos volátiles (COVs), metano (CH ₄), partículas finas.	- Partículas finas: Aumento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares.	
<i>Gasificación</i>	Gases de síntesis (principalmente CO, CO ₂ , H ₂ , metano), partículas, compuestos orgánicos volátiles.	- CO: Riesgo de intoxicación a altas concentraciones. - Compuestos orgánicos volátiles: Potencial carcinógeno y riesgo de daño al sistema respiratorio. - Partículas: Daño respiratorio y cardiovascular, cáncer.	
<i>Ninguna Tecnología</i>	Acumulación de plásticos en el medio ambiente (no procesados).	Contaminación por sustancias tóxicas (bisfenol A, ftalatos, metales pesados) en alimentos y agua, causando problemas hormonales, inmunológicos y cáncer. Ingesta de micro plásticos afecta pulmones y digestión, provocando inflamación y alteraciones hormonales. Descomposición del plástico libera toxinas, aumentando el riesgo de enfermedades respiratorias, hepáticas y cáncer	Whitacre (2012)

La tecnología de gasificación, si bien representa una solución prometedora para mitigar la acumulación de plásticos al reducir aproximadamente un 50% de estos residuos, no está exenta de impactos negativos en términos de emisiones contaminantes. Al procesar los plásticos para la generación de energía eléctrica, el proceso de gasificación libera CO y COV conjunto con partículas finas. Estos contaminantes, aunque en menor volumen en comparación con otras tecnologías como la incineración, continúan siendo perjudiciales para la salud humana, ya que pueden causar intoxicación, daños respiratorios y cardiovasculares, y aumentar el riesgo de cáncer a largo plazo. Así, mientras que la gasificación contribuye significativamente a la reducción de residuos plásticos, su aplicación para la producción de energía implica un compromiso, pues la generación de contaminantes no puede ser ignorada en la evaluación global de su sostenibilidad ambiental y su impacto en la salud pública. Este fenómeno resalta la necesidad de continuar

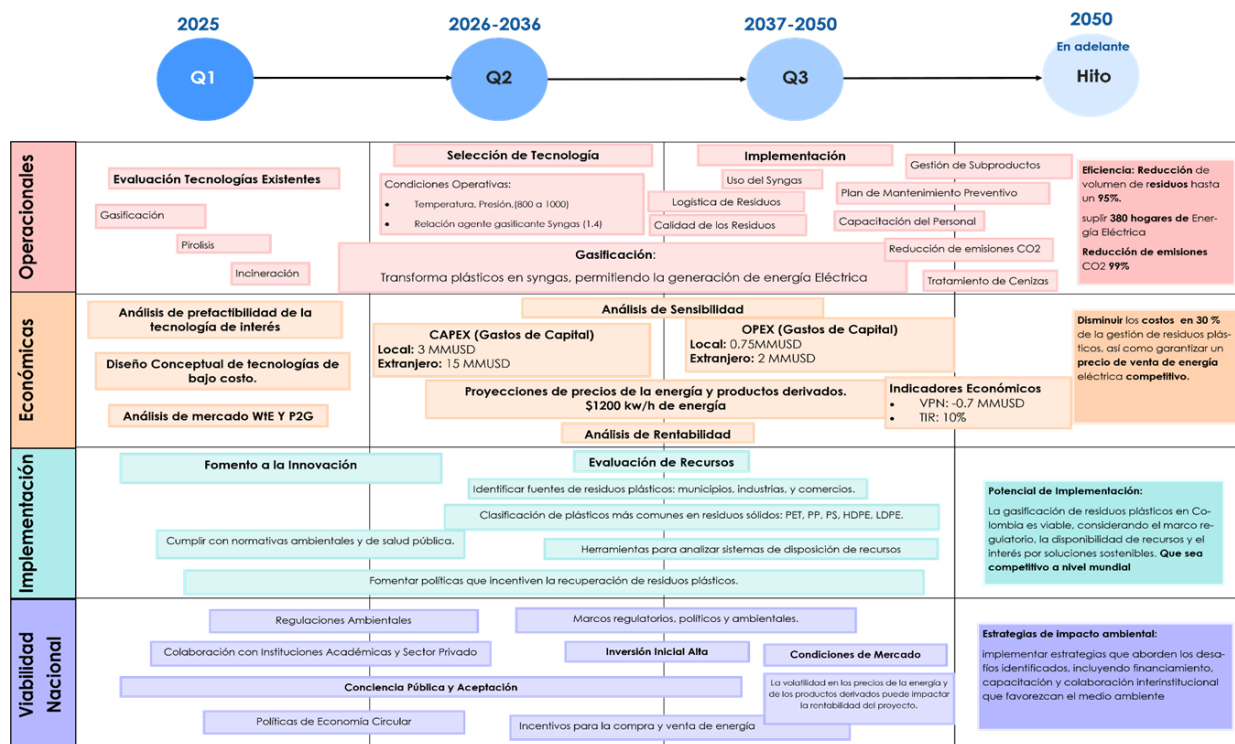
investigando y optimizando procesos que no solo mitiguen la acumulación de plásticos, sino que también minimicen los efectos adversos derivados de los contaminantes generados en el proceso.

5.8 Mapa de Ruta Tecnológico

La Figura 24 presenta el mapa de ruta tecnológico propuesto con los resultados derivados de las anteriores secciones (ver Apéndice E). Este mapa de ruta tecnológico describe un plan de desarrollo y ejecución para una tecnología de gasificación de plásticos, con un enfoque en la producción de syngas (gas de síntesis) para generación de electricidad y reducción de emisiones de CO₂. Está organizado en una matriz que abarca diferentes horizontes temporales y dimensiones de análisis.

Figura 24

Mapa de ruta tecnológico



Nota. Puede ver la imagen ampliada en el Apéndice E.

Las columnas de la matriz representan diferentes áreas de análisis: Viabilidad (que aborda la factibilidad técnica, económica y regulatoria), Económica (evaluando costos de implementación, retorno de inversión, CAPEX y OPEX), Operacional (detallando los parámetros técnicos de la gasificación, como la temperatura, presión y relación del agente gasificante), e Implementación (indicando las fases de implementación, incluyendo la estrategia de mercado, colaboraciones y posibles incentivos). A lo largo del mapa se visualizan etapas de análisis, diseño conceptual, pruebas, ajustes y la eventual comercialización del syngas como fuente energética, con un enfoque en la sostenibilidad y la reducción de emisiones de CO₂.

El plan de ruta para la gasificación de residuos plásticos en Colombia busca desarrollar un sistema sostenible que transforme estos residuos en energía eléctrica, reduciendo emisiones de CO₂ y cumpliendo normativas ambientales (Peña Ruiz, 2023). Se centra en la evaluación de tecnologías existentes, selección de la más adecuada, y una logística eficiente para la recolección y clasificación de plásticos. Con un enfoque en la viabilidad económica, se realizará un análisis de prefactibilidad y rentabilidad para reducir costos de gestión de residuos en un 30% y garantizar precios competitivos de energía. La implementación se llevará a cabo entre 2025 y 2050, con un marco regulatorio que incentive la economía circular y promueva políticas públicas favorables. Los indicadores clave, como la reducción del volumen de residuos y las emisiones, mostrarán el impacto positivo del proyecto. La colaboración entre el sector público, privado e instituciones académicas será crucial para su éxito y para fomentar la conciencia sobre la gestión sostenible de residuos.

Este mapa representa una solución viable y sostenible para abordar el problema de la gestión de residuos y la generación de energía. La combinación de tecnología adecuada, análisis económico detallado y un marco regulatorio favorable es esencial para el éxito del proyecto.

Además, la colaboración interinstitucional y la promoción de la conciencia pública son clave para garantizar la aceptación y el impacto positivo en el medio ambiente. Este enfoque no solo contribuye a la reducción de residuos y emisiones, sino que también posiciona a Colombia como un líder en soluciones sostenibles a nivel mundial.

6. Conclusiones

La simulación del proceso de gasificación de residuos plásticos en escala piloto ha demostrado una conversión altamente eficiente de los residuos en productos útiles, con una eficiencia del 99%. Así mismo se destaca que el syngas producido alcanzó 23,7 kg/h, validando el modelo con un error de solo 2,47% respecto a estudios previos. Además, el sistema de cogeneración de energía eléctrica logró una capacidad de 570 kW, evidenciando la efectividad del ciclo Rankine. Los análisis de los productos finales revelaron la producción de 8,626 kg/h de gases y líquidos (incluyendo CO, CO₂, H₂ y CH₄) y un flujo de char de 1,274 kg/h. El syngas obtenido mostró una alta concentración de CO (32,1%), superior al syngas típico (17,8%), lo que lo hace más adecuado para procesos que requieren carbono.

El análisis económico muestra que los mayores costos de capital del proyecto se concentran en el gasificador (54,6 %) y la turbina (34,9 %), siendo este primero el componente más costoso debido a su alta demanda energética. En cuanto a los gastos operativos, los servicios necesarios para el funcionamiento de los equipos representan el 69,5 % del total anual, lo que evidencia la necesidad de estrategias de optimización. Comparado con una planta más antigua, los costos de manufactura se reducen en un 15 %, lo que sugiere que la modernización tecnológica puede mejorar la rentabilidad. Aunque el Valor Presente Neto (VPN) es negativo (-0,75 millones USD), este resultado no implica necesariamente que el proyecto sea inviable, sino que requiere una gestión cuidadosa de costos e ingresos para mejorar su desempeño económico a largo plazo.

El proceso de gasificación tiene un impacto ambiental considerablemente menor que los métodos tradicionales de generación de energía, emitiendo solo 264 toneladas de CO₂ equivalente al año. Este valor es significativamente más bajo en comparación con otras fuentes de energía, lo que posiciona a la gasificación como una alternativa viable y sostenible para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero.

La planta de gasificación podría generar aproximadamente 716.853 MWh al año, de uno solo gasificador bajo las condiciones de diseño estipuladas asumidas según los reportes del PEGRIS reflejan potencial para diversificar la matriz energética en la región. Esta cantidad de energía producida se puede abastecer aproximadamente a 380 hogares de la región, proporcionando una fuente de energía limpia que ayuda a mitigar el impacto ambiental.

El desarrollo de un mapa de ruta para la permite darle trazabilidad a la tecnología de gasificación de residuos plásticos en el AMB ofreciendo una estrategia prometedora para reducir los impactos ambientales de los plásticos para el periodo del 2025 hasta 2050, siempre y cuando se implementen medidas de control de emisiones y se logre una integración efectiva de esta tecnología en la política pública y en la gestión local de residuos, creando un modelo de gestión sostenible que no solo beneficie al medio ambiente, sino también a las comunidades locales a través de la provisión de energía limpia y la creación de empleo en la industria verde.

7. Recomendaciones

Priorizar la optimización del proceso de gasificación, enfocándose en el fortalecimiento de la captación y clasificación de las materias primas, así como en el ajuste de las condiciones operativas para maximizar la conversión energética. Además, se recomienda mejorar el modelo del proceso con el fin de escalarlo desde una etapa piloto hacia una implementación industrial que permita satisfacer parte de la demanda energética del AMB.

Realizar un análisis fisicoquímico, tanto próximo como último, de los distintos tipos de residuos plásticos generados en el AMB, garantizando una caracterización representativa de la muestra. Evaluando el potencial de generación de energía eléctrica de dichos empleado la gasificación con buena precisión en un entorno real.

Realizar un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y una Evaluación de Impacto Ambiental, identificará las oportunidades de mejora en cada una de las etapas del proceso de gasificación, además, se verificará el cumplimiento de las normativas ambientales vigentes y promover la protección de la salud pública.

Fomentar la colaboración interinstitucional y la participación activa del gobierno, sector productivo, academia y sociedad civil mediante campañas de concienciación que destaquen los beneficios ambientales, económicos y sociales de la gasificación, junto con políticas públicas que impulsen su implementación, facilitará la integración de esta tecnología en un modelo de gestión de residuos sostenible y en una matriz energética diversificada a escala regional.

Diseñar una estrategia económica robusta y un marco regulatorio facilitador que permitan superar las limitaciones identificadas en el análisis económico preliminar, como el Valor Presente

Neto (VPN) negativo, mediante la optimización de los costos operativos, la gestión eficiente de recursos y el acceso a mecanismos de financiamiento preferenciales y subsidios.

Apéndices

Apéndice A. Metodología para la estimación de CAPEX y OPEX.

Apéndice B. Estimación CAPEX y OPEX gasificación como alternativa WtE en Bucaramanga.

Apéndice C. Estimación Costos de Manufactura.

Apéndice D. Matriz de flujo de costos.

Apéndice E. Mapa de Ruta Tecnológico.

Referencias Bibliográficas

- Alcaldía de Bucaramanga. (2022). *PGIRS – Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos 2022-2033*. https://www.bucaramanga.gov.co/wp-content/uploads/2022/05/PGIRS_Documento-Tecnico-Final.pdf
- Alves, O., Calado, L., Panizio, R. M., Gonçalves, M., Monteiro, E., & Brito, P. (2021). Techno-economic study for a gasification plant processing residues of sewage sludge and solid recovered fuels. *Waste Management*, *131*, 148–162. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.026>
- Amar Gil, S., Ardila Arias, A. N., & Barrera Zapata, R. (2022). Simulación y obtención de combustibles sintéticos a partir de la pirólisis de residuos plásticos. *Ingeniería y Desarrollo*, *37*(02), 306–326. <https://doi.org/10.14482/inde.37.2.1285>
- Antelava, A., Jablonska, N., Constantinou, A., Manos, G., Salaudeen, S. A., Dutta, A., & Al-Salem, S. M. (2021). Energy Potential of Plastic Waste Valorization: A Short Comparative Assessment of Pyrolysis versus Gasification. *Energy and Fuels*, *35*(5), 3558–3571. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c04017>
- Arena, U., Di Gregorio, F., Amorese, C., & Mastellone, M. L. (2011). A techno-economic comparison of fluidized bed gasification of two mixed plastic wastes. *Waste Management*, *31*(7), 1494–1504. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.004>
- Arteaga-Pérez, L. E., Casas-Ledón, Y., Cabrera-Hernández, J., & Machín, L. R. (2015). Gasificación de biomasa para la producción sostenible de energía. Revisión de las tecnologías y barreras para su aplicación. *Afinidad*, *72*(570). <https://raco.cat/index.php/afinidad/article/view/297249>

- Barrera-Zapata, R., & Cardona-Giraldo, J. A. (2022). Simulación de una planta WtE (Waste to Energy) para la recuperación de energía a partir de residuos sólidos municipales en el Valle de Aburrá. *Revista ION*, 35(2). <https://doi.org/10.18273/revion.v35n2-2022006>
- Bena, A., Oreggia, M., Gandini, M., Bocca, B., Ruggieri, F., Pino, A., Alimonti, A., Ghione, F., & Farina, E. (2020). Human biomonitoring of metals in workers at the waste-to-energy incinerator of Turin: An Italian longitudinal study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 225. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113454>
- Benson, N. U., Bassegy, D. E., & Palanisami, T. (2021). COVID pollution: impact of COVID-19 pandemic on global plastic waste footprint. *Heliyon*, 7(2), e06343. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06343>
- Champion, W. M., Cooper, C. D., Mackie, K. R., & Cairney, P. (2014). Development of a chemical kinetic model for a biosolids fluidized-bed gasifier and the effects of operating parameters on syngas quality. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 64(2), 160–174. <https://doi.org/10.1080/10962247.2013.845619>
- Chatterjee, S., Murallidharan, J. S., Agrawal, A., & Bhardwaj, R. (2022). A review on coronavirus survival on impermeable and porous surfaces. *Sādhanā – Academy Proceedings in Engineering Sciences*, 47(1). <https://doi.org/10.1007/s12046-021-01772-4>
- Chowdhury, S., Tiwari, M., Mishra, P., Parihar, R. S., Verma, A., Mehrotra, R., Punj, N., & Sharma, A. (2023). Recent trends of plastic waste management for sustainable environment in Indian context. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.06.063>
- Cudjoe, D., & Zhu, B. (2024). Gasification of medical plastic waste into hydrogen: Energy potential, environmental benefits and economic feasibility. *Fuel*, 371.

<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.132150>

Dai, L., Zhou, N., Lv, Y., Cheng, Y., Wang, Y., Liu, Y., Cobb, K., Chen, P., Lei, H., & Ruan, R.

(2022). Pyrolysis technology for plastic waste recycling: A state-of-the-art review.

Progress in Energy and Combustion Science, 93.

<https://doi.org/10.1016/j.pecs.2022.101021>

de Medeiros, E. M., Posada, J. A., Noorman, H., Osseweijer, P., & Filho, R. M. (2017). Hydrous

bioethanol production from sugarcane bagasse via energy self-sufficient gasification-

fermentation hybrid route: Simulation and financial analysis. *Journal of Cleaner*

Production, 168, 1625–1635. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.165>

Dimitrov, N., Kratofil Krehula, L., Ptiček Siročić, A., & Hrnjak-Murgić, Z. (2013). Analysis of

recycled PET bottles products by pyrolysis-gas chromatography. *Polymer Degradation*

and Stability, 98(5), 972–979. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.02.013>

Dólar-Colombia. (s.f.). *Dólar TRM Hoy en Colombia*. <https://www.dolar-colombia.com/>

EPM. (2024). *Proyecto Hidroituango*. Empresas Públicas de Medellín.

<https://www.epm.com.co/institucional/proyectos/hidroituango/proyecto-hidroituango/>

Fackler, N., Heijstra, B. D., Rasor, B. J., Brown, H., Martin, J., Ni, Z., ... & Köpke, M. (2021).

Stepping on the Gas to a Circular Economy: Accelerating Development of Carbon-

Negative Chemical Production from Gas Fermentation. *Annu. Rev. Chem. Biomol. Eng.*,

12(1), 439–470. <https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-120120-021122>

Flores-Arévalo, P. (2020). La problemática del consumo de plásticos durante la pandemia de la

covid-19. *South Sustainability*, 1, e016. <https://doi.org/10.21142/ss-0102-2020-016>

Fox, J. A., & Stacey, N. T. (2019). Process targeting: An energy based comparison of waste plastic

processing technologies. *Energy*, 170, 273–283.

- <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.12.160>
- Franco Antolinez, L. J., Meza Joya, M. A., & Almeida, J. E. (2018). Situación de la disposición final de residuos sólidos en el Área Metropolitana de Bucaramanga: caso relleno sanitario El Carrasco (revisión). *Avances: Investigación en Ingeniería*, 15(1), 180-193. <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.4735>
- Funari, V., Toller, S., Vitale, L., Santos, R. M., & Gomes, H. I. (2023). Urban mining of municipal solid waste incineration (MSWI) residues with emphasis on bioleaching technologies: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(21), 59128–59150. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26790-z>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/science.1252826>
- Ghodrat, M., Alonso, J. A., Hagare, D., Yang, R., & Samali, B. (2019). Economic feasibility of energy recovery from waste plastic using pyrolysis technology: an Australian perspective. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(7), 3721–3734. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02293-8>
- Hsu, H. W., Binyet, E., Nugroho, R. A. A., Wang, W. C., Srinophakun, P., Chein, R. Y., ... & Laemthong, T. (2024). Toward sustainability of Waste-to-Energy: An overview. *Energy Conversion and Management*, 321. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2024.119063>
- Ihobe. (27 de julio de 2012). *Guía metodológica para la aplicación de la norma UNE-ISO 14064-1:2006*. Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco. <https://www.ihobe.eus/publicaciones/guia-metodologica-para-aplicacion-norma-une-iso4064-2006-2>

- Ikäheimo, J., Pursiheimo, E., Kiviluoma, J., & Holttinen, H. (2019). Role of power to liquids and biomass to liquids in a nearly renewable energy system. *IET Renewable Power Generation*, 13(7), 1179–1189. <https://doi.org/10.1049/iet-rpg.2018.5007>
- International Organization for Standardization (ISO). (2020). *Environmental management: Life cycle assessment – Principles and framework*. ISO 14040:2006(E).
- IRENA (2024), *Renewable energy statistics 2024*. International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.
- Janajreh, I., Adeyemi, I., & Elagroudy, S. (2020). Gasification feasibility of polyethylene, polypropylene, polystyrene waste and their mixture: Experimental studies and modeling. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 39, 100684. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2020.100684>
- Kaydouh, M. N., & El Hassan, N. (2022). Thermodynamic simulation of the co-gasification of biomass and plastic waste for hydrogen-rich syngas production. *Results in Engineering*, 16. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100771>
- Kiang, Y. H. (2018). Other and emerging alternative energy technology. *Fuel Property Estimation and Combustion Process Characterization*, 363–401. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-813473-3.00010-6>
- Klemeš, J. J., Van Fan, Y., & Jiang, P. (2020). The energy and environmental footprints of COVID-19 fighting measures—PPE, disinfection, supply chains. *Energy*, 211. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118701>
- Klemeš, J. J., Van Fan, Y., Tan, R. R., & Jiang, P. (2020). Minimising the present and future plastic waste, energy and environmental footprints related to COVID-19. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 127. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109883>

Ley 2232 de 2022. Por la cual se establecen medidas tendientes a la reducción gradual de la producción y consumo de ciertos productos plásticos de un solo uso y se dictan otras disposiciones. 7 de julio de 2022. D.O. No. 52.908.

Li, J., Song, F., Guo, J., Abed, A. M., Alghassab, M. A., Abdullaev, S., ... & Mahariq, I. (2024). Environmental protection and sustainable waste-to-energy scheme through plastic waste gasification in a combined heat and power system. *Process Safety and Environmental Protection*, *190*, 1562–1574. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.07.068>

Lubongo, C., Congdon, T., McWhinnie, J., & Alexandridis, P. (2022). Economic feasibility of plastic waste conversion to fuel using pyrolysis. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, *27*. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2022.100683>

Maxwell, C. (26 de noviembre de 2024). *Cost Indices*. Towering Skills. <https://toweringskills.com/financial-analysis/cost-indices/>

Mehdi, M., Ammar Taqvi, S. A., Shaikh, A. A., Khan, S., Naqvi, S. R., Shahbaz, M., & Juchelková, D. (2023). Aspen plus simulation model of municipal solid waste gasification of metropolitan city for syngas production. *Fuel*, *344*. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.128128>

Miandad, R., Barakat, M. A., Aburiazaiza, A. S., Rehan, M., & Nizami, A. S. (2016). Catalytic pyrolysis of plastic waste: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, *102*, 822–838. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.022>

Mondal, P., Dang, G. S., & Garg, M. O. (2011). Syngas production through gasification and cleanup for downstream applications – Recent developments. *Fuel Processing Technology*, *92*(8), 1395–1410. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.03.021>

Monir, M. U., Abd Aziz, A., Kristanti, R. A., & Yousuf, A. (2020). Syngas Production from Co-

- gasification of Forest Residue and Charcoal in a Pilot Scale Downdraft Reactor. *Waste and Biomass Valorization*, 11(2), 635–651. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0513-5>
- National Research Council. (2000). *Waste incineration and public health*. Commission on Life Sciences, Board on Environmental Studies, & Committee on Health Effects of Waste Incineration.
- Neves, D., Thunman, H., Matos, A., Tarelho, L., & Gómez-Barea, A. (2011). Characterization and prediction of biomass pyrolysis products. *Progress in Energy and Combustion Science*, 37(5), 611–630. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2011.01.001>
- Ng, W. P. Q., Lam, H. L., Varbanov, P. S., & Klemeš, J. J. (2014). Waste-to-Energy (WTE) network synthesis for Municipal Solid Waste (MSW). *Energy Conversion and Management*, 85, 866–874. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.01.004>
- Novarini, Kurniawan, S., Rusdianasari, & Bow, Y. (2021). Waste-to-Energy (WTE) Method to Mitigate Harmful Environmental and Health Consequences Due to LDPE Plastic Waste. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 810(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/810/1/012014>
- OMS. (24 de octubre de 2024). *Contaminación del aire ambiente (exterior) y salud*. Organización Mundial de la Salud. [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- OPS. (2019). *Impactos de contaminación del aire en la salud en 2019*. Organización Panamericana de la Salud. <https://www.paho.org/es/temas/calidad-aire>
- Panqueva, H. (2024). *Informe de Gestión Cuarto Trimestre Vigencia 2024*. EMAB. <https://emab.gov.co/wp-content/uploads/2024/01/Informe-Gestion-4to-Trimestre-2023-1.pdf>

- Pati, S., De, S., & Chowdhury, R. (2023). Exploring the hybrid route of bio-ethanol production via biomass co-gasification and syngas fermentation from wheat straw and sugarcane bagasse: Model development and multi-objective optimization. *Journal of Cleaner Production*, 395. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136441>
- Peña Ruiz, P. (2023). *Mapa de ruta tecnológico para minimizar los impactos ambientales, generados por los residuos plásticos relacionados con el COVID-19, caso de estudio: Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB)* [Trabajo de Grado, Universidad Industrial de Santander]. Repositorio UIS. <https://noesis.uis.edu.co/handle/20.500.14071/12655>
- PlasticsEurope. (2019). *Plastics*. <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2019-Plastics-the-facts.pdf>
- Prifti, K., Lechtenberg, F., Manenti, F., Espuña, A., & Graells, M. (2024). Comparing the climate impact of methanol production in Europe: Steam methane reforming vs. Plastic waste gasification processes. *Resources, Conservation and Recycling*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107653>
- Priya, A. K., Muruganandam, M., Imran, M., Gill, R., Reddy, M. R. V., Shkir, M., ... & Sehgal, S. S. (2023). A study on managing plastic waste to tackle the worldwide plastic contamination and environmental remediation. *Chemosphere*, 341. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139979>
- Puig-Gamero, M., Pio, D. T., Tarelho, L. A. C., Sánchez, P., & Sanchez-Silva, L. (2021). Simulation of biomass gasification in bubbling fluidized bed reactor using aspen plus®. *Energy Conversion and Management*, 235. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.113981>
- Rajmohan, K. V. S., Ramya, C., Raja Viswanathan, M., & Varjani, S. (2019). Plastic pollutants:

- effective waste management for pollution control and abatement. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 12, 72–84.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.08.006>
- Ranjan, N., Yadav, N., Singh, H., Kumar, S., & Mahajani, S. M. (2023). Modelling and simulation of autothermal downdraft co-gasification of biomass and plastic wastes using Aspen Plus. *Energy Conversion and Management*, 297.
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2023.117714>
- Regis, F., Monteverde, A. H. A., & Fino, D. (2023). A techno-economic assessment of bioethanol production from switchgrass through biomass gasification and syngas fermentation. *Energy*, 274. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.127318>
- Rodríguez, J. P., Ruiz-Ochoa, M. A., & Meneses, A. (2020). Revisión de los factores de emisión en las metodologías de huella de carbono en Colombia. *Espacios*, 41(47), 74-84.
<https://doi.org/10.48082/espacios-a20v41n47p06>
- Rogachuk, B. E., & Okolie, J. A. (2024). Comparative assessment of pyrolysis and Gasification-Fischer Tropsch for sustainable aviation fuel production from waste tires. *Energy Conversion and Management*, 302. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2024.118110>
- Safarian, S., Unnthorsson, R., & Richter, C. (2020). Simulation and Performance Analysis of Integrated Gasification-Syngas Fermentation Plant for Lignocellulosic Ethanol Production. *Fermentation*, 6(3), 68. <https://doi.org/10.3390/fermentation6030068>
- Seider, W. D., Lewin, D. R., Seader, J. D., Widagdo, S., Gani, R., & Ng, K. M. (2015). *Product and process design principles: synthesis, analysis, and evaluation*. John Wiley & Sons.
- Sikarwar, V. S., Zhao, M., Clough, P., Yao, J., Zhong, X., Memon, M. Z., ... & Fennell, P. S. (2016). An overview of advances in biomass gasification. *Energy and Environmental*

- Science*, 9(10), 2939–2977. <https://doi.org/10.1039/c6ee00935b>
- Singh, A., Afzal, S., Nicholson, S., & Beckham, G. T. (2022). *Techno-Economic Analysis of Waste Plastic Gasification to Methanol Process*. Bio-Optimized Technologies to keep Thermoplastics out of Landfills and the Environment. <https://www.nrel.gov/docs/fy22osti/82636.pdf>
- Singh, M., Salaudeen, S. A., Gilroyed, B. H., & Dutta, A. (2022). Simulation of biomass-plastic co-gasification in a fluidized bed reactor using Aspen plus. *Fuel*, 319. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123708>
- Solis, M., & Silveira, S. (2020). Technologies for chemical recycling of household plastics—A technical review and TRL assessment. *Waste Management*, 105, 128-138. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.038>
- SSPD. (2019). *Informe Nacional de disposición final de residuos sólidos 2018*. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe_nacional_disposicion_final_2019.pdf
- SSPD. (2020a). *Informe Sectorial de la Actividad de Aprovechamiento*. Departamento Nacional de Planeación. <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/Informe-Sectorial-de-Aprovechamiento-2020-v2.pdf>
- SSPD. (2020b). *Informe Nacional de disposición final de residuos sólidos 2019*. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe_df_2019_final_22-12-2020_0_0.pdf
- SSPD. (2021). *Informe Nacional de disposición final de residuos sólidos 2020*. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe_df_2020%20%281%29.pdf

- SSPD. (2023a). *Informe Nacional de disposición final de residuos sólidos 2021*.
<https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/Informe-Nacional-de-Disposicion-Final-de-Residuos-Solidos.pdf.pdf>
- SSPD. (2023b). *Informe Nacional de disposición final de residuos sólidos 2022*.
<https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/Informe-Nacional-de-Disposicion-Final-de-Residuos-Solidos-2022.pdf>
- Suparmin, P., Purwanti, N., Oscar Nelwan, L., & Halomoan Tambunan, A. (2024). Syngas production by biomass gasification: A meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 206. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2024.114824>
- Timsina, R., Thapa, R. K., & Eikeland, M. S. (2020). Aspen Plus simulation of biomass gasification for different types of biomass. *Linköping Electronic Conference Proceedings*, 170, 151–157. <https://doi.org/10.3384/ecp20170151>
- Turton, R., Bailie, R. C., Whiting, W. B., & Shaeiwitz, J. A. (2018). *Analysis, synthesis and design of chemical processes*. Pearson Education.
- UPME. (2019). *Primer balance de Energía Útil para Colombia y Cuantificación de las Pérdidas Energéticas Relacionadas y la Brecha de Eficiencia Energética: Resumen Ejecutivo BEU Sector Transporte*. Unidad de Planeación Minero Energética.
https://www1.upme.gov.co/DemandayEficiencia/Documents/Balance_energia_util/BEU-Residencial.pdf
- UPME. (2021). *Factor de emisiones de la red de energía eléctrica en Colombia*. Ministerio de Energía, Colombia. https://www1.upme.gov.co/siame/Documents/Calculo-FE-del-SIN/Documento_calculo_Cartilla_Factor_de_emision_2021.pdf
- Urbaniec, K., Mikulčić, H., Duić, N., & Lozano, R. (2016). SDEWES 2014 – Sustainable

- Development of Energy, Water and Environment Systems. *Journal of Cleaner Production*, 130, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.062>
- Vaish, B., Sharma, B., Srivastava, V., Singh, P., Ibrahim, M. H., & Singh, R. P. (2019). Energy recovery potential and environmental impact of gasification for municipal solid waste. *Biofuels*, 10(1), 87-100. <https://doi.org/10.1080/17597269.2017.1368061>
- Vanapalli, K. R., Sharma, H. B., Ranjan, V. P., Samal, B., Bhattacharya, J., Dubey, B. K., & Goel, S. (2021). Challenges and strategies for effective plastic waste management during and post COVID-19 pandemic. *Science of the Total Environment*, 750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141514>
- Vargas-Santillán, A., Aguilar-González, A. L., Zuñiga-Neria, G. C., & Castro-Montoya, A. J. (2019). Análisis Tecno-Económico de Gasificación de Polietileno, caso en México. *Revista de Tecnologías en Procesos Industriales*, 1–5. <https://doi.org/10.35429/JTIP.2019.7.3.1.5>
- Waldheim, Lars. (2018). *Gasification of waste forenergy carriers: a review*. IEA Bioenergy.
- Whitacre, D. M. (Ed.). (2012). *Reviews of environmental contamination and toxicology* (Vol. 220). New York: Springer.
- Yakah, N., Noor, I. E., Martin, A., Simons, A., & Samavati, M. (2022). Wet Flue Gas Desulphurization (FGD) Wastewater Treatment Using Membrane Distillation. *Energies*, 15(24). <https://doi.org/10.3390/en15249439>
- Yu, M., Kim, M., Byun, J., & Lee, S. (2024). Energy, techno-economic analysis, and life cycle assessment for co-gasification of polyethylene terephthalate and olive husk by chemical process simulation. *Chemical Engineering Science*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2024.120164>
- Zhu, S., Zhang, M., Deng, B., Huang, Z., Ding, Y., Wang, G., ... & Yue, G. (2022). Development

and validation of a dynamic flowsheet model for a 350 MWe supercritical circulating fluidized bed boiler. *Applied Thermal Engineering*, 209.

<https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2022.118265>