



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**

**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**



**“BIOCOMBUSTIBLE SÓLIDO POR DENSIFICADO DE LOS BIORESIDUOS DE ORIGEN
VEGETAL Y LA EVALUACIÓN DE SUS EMISIONES EN LA GENERACIÓN DE CALOR EN
UN GASIFICADOR”**

TESIS

**Presentada por:
FERNANDO DAMIÁN BARAJAS GODOY**

**A la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química como
requisito para obtener el grado de:**

Doctor en Ciencias en Ingeniería Química.

**Director de tesis:
Dr. MARCO ANTONIO MARTÍNEZ CINCO**

**Co-Director de tesis:
Dr. JOSÉ GUADALUPE RUTIAGA QUIÑONES**

Morelia, Mich.

Enero 2025

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	3
I.-INTRODUCCIÓN.....	5
II.-ANTECEDENTES.....	14
III.-JUSTIFICACIÓN.....	19
IV.-PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	20
V.-HIPÓTESIS.....	21
VI.-OBJETIVO GENERAL.....	22
VII.-OBJETIVOS PARTICULARES.....	22
VIII.-MARCO TEÓRICO.....	23
8.1 PROPIEDADES DE LA BIOMASA.....	23
8.2 CARACTERÍSTICAS DE LA LEÑA.....	24
8.3 PELLETIZADO.....	25
8.3.1 Pretratamientos.....	26
8.4 COMBUSTIÓN.....	26
8.5 MECANISMO DE LA COMBUSTIÓN.....	27
8.6 COMBUSTIÓN DE LA BIOMASA.....	29
8.7 ESTEQUIMETRÍA DE LA COMBUSTIÓN.....	29
8.8 TERMODINÁMICA DE LA COMBUSTIÓN Y TEMPERATURA DE FLAMA.....	31
8.9 EQUILIBRIO QUÍMICO.....	35
8.10 GASIFICACIÓN DE LA BIOMASA.....	36
IX.-MATERIALES Y METODOLOGÍA.....	39
9.1 DIAGRAMA CONCEPTUAL DEL PROYECTO.....	39
9.2 MUESTREO Y ACONDICIONAMIENTO DE LOS BIO-RESIDUOS.....	41
9.3 SECADO DE LAS MUESTRAS.....	42
9.4 ANÁLISIS DE LA INTERACCIÓN ENTRE LA HUMEDAD INICIAL Y EL ÁREA SOBRE LA	

VELOCIDAD DE SECADO.....	43
9.5 MODELOS SEMITEÓRICOS DE SECADO.....	43
9.6 MODELO DE SECADO BASADO EN EL COEFICIENTE EFECTIVO DE DIFUSIVIDAD	44
9.7 ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS DE LOS BIORESIDUOS.....	46
9.8 CONDICIONES DE PELLETIZADO Y ANÁLISIS DE SUS PROPIEDADES.....	47
9.9 DESEMPEÑO ENERGÉTICO DE LOS PELLETS.....	47
9.10 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	48
9.10.1 Composición física de los FVBW.....	48
9.10.2 Efectividad de los modelos de secado.....	48
9.10.3 Variación de N entre lotes respecto de A-M ₀	48
9.10.4 Dispersión y correlación de los datos de CLC y su efecto sobre el PC.....	48
9.10.5 Efecto de la concentración de los proximales sobre PCS.....	49
9.10.6 Efecto del contenido de los elementos químicos orgánicos sobre PC.....	50
9.10.7 Correlación de la T _{ad} y la razón atómica de elementales.....	50
9.10.8 Respuesta de la T _{ad} en términos de las interacciones de elementales.....	50
9.10.9 Análisis del desempeño energético de los pellets.....	50
9.10.10 Análisis de las emisiones gaseosas de los pellets.....	50
X.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	51
10.1 MUESTREO DE LOS BIORESIDUOS.....	51
10.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS DE BIORESIDUOS.....	52
10.3 ÁREA DE SECADO Y CONTENIDO DE HUMEDAD INICIAL.....	54
10.4 INFLUENCIA DE LA HUMEDAD INICIAL Y EL ÁREA SOBRE LA VELOCIDAD DE SECADO.....	55
10.5 CURVAS Y MODELOS SEMITEÓRICOS DE SECADO.....	59
10.6 COEFICIENTE EFECTIVO DE DIFUSIVIDAD.....	62
10.7 ANÁLISIS FTIR.....	64
10.8 ANÁLISIS DE COMPUESTOS LIGNOCELULÓSICOS.....	68
10.9 ANÁLISIS PROXIMALES Y PODER CALORÍFICO DE LOS BIORESIDUOS.....	77
10.10 ANÁLISIS ELEMENTAL ORGÁNICO.....	86
10.11 ANÁLISIS EDS DE CENIZAS.....	103
10.12 PREPARACIÓN DE LOS PELLETS.....	104
10.13 DESEMPEÑO ENERGÉTICO DE LOS PELLETS.....	109

XI CONCLUSIONES.....	115
REFERENCIAS.....	118

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama general de la metodología.....	39
Figura 2: Caracterización de FVBW y obtención de Pellets. (S : tamaño de malla, M: humedad (%)).....	40
Figura 3: Metodología para el muestreo y la evaluación de emisiones de GEI.....	41
Figura 4: Área de la ciudad de Morelia, Mich., donde se realizó el muestreo de FVBW.	51
Figura 5: a) Concentración física de FVBW, b) Proporción por categoría de FVBW.....	53
Figura 6: Composición porcentual promedio de cada componente de FVBW.....	54
Figura 7: Influencia de la interacción A y M_0 sobre N de: (a) datos experimentales y (b) modelo de superficie $N(A, M_0)$; al día uno.....	56
Figura 8: Influencia de la interacción A y M_0 sobre N de: (a) datos experimentales, (b) modelo de superficie de $N(A, M_0)$; a los cinco días de secado.....	57
Figura 9: Influencia de la interacción A y M_0 sobre N de: (a) datos experimentales, (b): modelo de superficie de $N(A, M_0)$; en el equilibrio.....	57
Figura 10: (a) Velocidad de secado, (b) Humedad adimensional entre lotes. Sólo ocurre el periodo de la caída de velocidad.....	60
Figura 11: (a) Logaritmo Natural de la humedad adimensional. (b) Desviación estándar (barras de error) de $\ln(MR)$	63
Figura 12: Espectros FTIR de cada lote de FVBW. (u.a. : Unidades arbitrarias. La escala del número de onda en todos los espectros es de 650 a 4000 cm^{-1}).....	65
Figura 13: Espectros FTIR de las bandas dentro de la región de la "huella digital" de FVBW. (La escala del número de onda es en todos los espectros de 1000 a 1800 cm^{-1}).	66
Figura 14: Composición porcentual (g/g) de CLC por lote y muestra testigo de aserrín (Ase).....	69
Figura 15: Distribución de la concentración de CLC. EX: Extraíbles, LI: Lignina, CE: Celulosa, HE: Hemicelulosa, CS: Cenizas. $n = 7$ en cada caja.....	71
Figura 16: Intervalos de confianza para cualquier distribución, por retro-muestreo de $n = 7000$ réplicas en cada lote, de la concentración de CLC. Los promedios de cada lote se muestran en forma de barra sólida.....	73
Figura 17: Correlación de PC con la concentración de a) Lignina (LI), b) Celulosa (CE), c) Hemicelulosa (HE), d) Extraíbles (EX).....	76
Figura 18: Influencia del contenido de Proximales sobre PC de FVBW.....	80
Figura 19: a) Resultados experimentales de la influencia de la interacción entre CF-CS sobre PC; b) Tendencia de PC en función de CF-CS del modelo de superficie.....	81

Figura 20: a) Resultados experimentales de la influencia de la interacción entre CS-MV sobre PC; b) Tendencia de PC en función de CS-MV del modelo de superficie.....	82
Figura 21: a) Resultados experimentales de la influencia de la interacción entre CF-MV sobre PC; b) Tendencia de PC en función de CF-MV del modelo de superficie.....	83
Figura 22: Tendencia de PCS respecto a: a) Carbono, b) Nitrógeno c) Hidrógeno, d) Oxígeno, y e) Azufre respectivamente, por componente de FVBW.....	87
Figura 23: Diagrama de von Krevelen para los componentes de los FVBW.....	90
Figura 24: Diferencia del contenido de elementos químicos y PC, entre los grupos.....	92
Figura 25: Clasificación de los FVBW respecto a la concentración de C, H y O.....	93
Figura 26: Temperatura de flama y su relación con: a) H/C, b) O/C, c) N/C, d) S/C y e) CS.....	98
Figura 27: Influencia de la interacción de la razón atómica H/C-O/C sobre T_{ad}	99
Figura 28: Influencia de la interacción Cenizas-H/C sobre T_{ad}	101
Figura 29: Influencia de la interacción Cenizas-O/C sobre T_{ad}	102
Figura 30: a), d), y g) Micrografía, b), e) y h) Mapeo y c), f) e i) Espectro EDS de los lotes uno, tres y cinco respectivamente.....	103
Figura 31: Pellets obtenidos de FVBW.....	105
Figura 32: Pellets obtenidos del aserrín.....	106
Figura 33: Prueba del punto de ebullición del agua, de pellets: P-FVBW y Aserrín.....	110
Figura 34: Prueba WBT de P-FVBW, a la máxima temperatura registrada.....	111

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Propiedades físicas de los compuestos estructurales de la biomasa.....	23
Tabla 2 Poder calorífico según especie forestal.....	24
Tabla 3 Calores de formación de algunas sustancias importantes en la combustión.....	34
Tabla 4 Reacciones importantes durante la gasificación (Dhanavath et al., 2018; Flagan & Seinfeld, 1988).....	37
Tabla 5 Modelos empíricos de secado.....	44
Tabla 6 Modelos de superficie, PC en función de los proximales.....	49
Tabla 7 Composición porcentual másica de FVBW en cada lote.....	53
Tabla 8 Área de secado y fracción húmeda (b. s.), de los lotes.....	56
Tabla 9 Efectividad del modelo multivariable $N(A, M_o)$ y sus constantes.....	57
Tabla 10 Media de $N(\pm SD)$ y MR en los instantes de 1, 5 y 16 días de secado.....	59
Tabla 11 Efectividad de los modelos semiteóricos evaluados y sus constantes.....	62
Tabla 12 Efectividad del modelo de Fick y su coeficiente efectivo de difusividad.....	64
Tabla 13 Resultados de la prueba Kruskal-Wallis, comparación de medias entre lotes ($n = 7000$ réplicas en cada lote).....	75
Tabla 14 Relación de PC en términos de CLC por lote.....	76
Tabla 15 Resultados proximales por lote y su valor de PC de los FVBW.....	78
Tabla 16 Precisión del modelo de superficie de PC en función de los proximales.....	85
Tabla 17 Concentración de C, N, H, S y O, por componente y del aserrín como testigo.....	87
Tabla 18 Aire estequiométrico y gases de combustión por cada componente de FVBW.....	96
Tabla 19 Concentración promedio de gases de combustión.....	97
Tabla 20 Propiedades físicas y químicas de los pellets.....	108
Tabla 21 Resultados del desempeño térmico de los pellets en el gasificador ($n = 5$).....	112
Tabla 22 Factores de emisión por masa unitaria de pellet consumido ($n = 5$).....	113
Tabla 23 Factores de emisión por unidad de energía entregada ($n = 5$).....	115

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es demostrar que las propiedades fisicoquímicas de los bioresiduos domésticos vegetales (FVBW) son adecuadas para la obtención de biocombustible sólido (BCS) y que sus emisiones gaseosas son más amigables con el ambiente que las emitidas por el uso de carbón mineral. Si la humanidad busca transitar hacia una economía circular, es preciso integrar los residuos en ciclos cerrados de flujos de materia; actualmente los FVBW generados en la ciudad de Morelia, no se recuperan para su transformación en BCS, la gran mayoría de estos se vierten en el basurero. El diseño de esta investigación se basa en un análisis correlacional causal de las propiedades de FVBW sobre su poder calorífico (PC). Se colectaron siete muestras de FVBW y se determinó su composición física y química, la cinética de secado, la composición proximal, estructural y elemental; y su PC. Las muestras se densificaron, se obtuvieron pellets y se evaluó su desempeño energético. La composición física es heterogénea al interior de cada muestra y entre muestras, se encontraron 14 tipos de sustratos, en cinco muestras el porcentaje de residuos verduras es mayor al 50%. El contenido de humedad inicial (M_0 : $86.45 \pm 1.22\%$ b.h.) esta influenciado por la composición física, aunque no se evidenció variación en la velocidad de secado entre muestras debido a M_0 , todas las muestras presentan menos de 10% de humedad a los 5 días de tratamiento. No se encontró variación de su composición química respecto de su composición física, se caracterizó por presentar alta disponibilidad de grupos hidroxilo (-OH) en glúcidos. La mayor proporción de lignocelulósicos (CLC) son compuestos extraíbles ($54.82 \pm 4.73\%$), en orden descendente se tiene extraíbles>lignina>celulosa>hemicelulosa. La lignina presentó una relación lineal significativa ($r = 0.883$, $p = 0.00826$, $n = 7$) con PC. Se encontró que PC (18.61 ± 0.59) es comparable al de la biomasa forestal. La relación entre PC y el carbono fijo (CF) es la correlación lineal más fuerte ($r = 0.848$, $p = 0.0158$, $n = 7$) entre los proximales y el PC. Los contenidos de hidrógeno (H) y carbono (C) son proporcionales a PC, aunque C y PC presentan una correlación lineal significativa ($r =$

0.544, $p = 0.0438$, $n = 14$), la correlación H y PC es más fuerte ($r = 0.888$, $p = 0.00002$, $n = 14$). Los pellets de FVBW presentaron mejores propiedades mecánicas que los de aserrín de pino, su índice de Mayer (H_M) es sustancialmente mayor ($91.202 \pm 43.313 \text{ N/mm}^2$). Su eficiencia térmica ($31.14 \pm 0.59 \%$) es comparable a los de aserrín ($29.07 \pm 1.59 \%$). Sus emisiones de CO_2 ($747.65 \pm 12.9 \text{ g/kg}_{\text{CS}}$) son significativamente menores a las de pellets de aserrín de pino, en tanto las de CO no presentaron diferencia significativa. La descarga de SO_2 ($1.12 \pm 0.15 \text{ g/kg}_{\text{CS}}$) es sustancialmente menor a la de carbón mineral. Por lo anterior es técnicamente viable la conversión de los FVBW en energía por la vía de pelletizado, aunque es recomendable en futuras investigaciones estudiar las vías de remoción de SO_2 . Esto coadyuvaría a reducir la presión sobre el suelo en el basurero, y a atender una necesidad crucial de impacto social al convertir la recuperación de FVBW en una actividad productiva que contribuya al desarrollo económico local.

PALABRAS CLAVE: Biomasa, Bioresiduos, Pellets, Bio-combustible, Poder calorífico.

ABSTRACT

The aim of this study is to demonstrate that the physicochemical properties of vegetable-based domestic bioresidues (FVBW) are suitable for producing solid biofuel (BCS) and that their gaseous emissions are more environmentally friendly than those generated by using mineral coal. If humanity seeks to transition towards a circular economy, it is essential to incorporate waste into closed-loop material flows. Currently, the FVBW generated in the city of Morelia is not recovered for conversion into BCS; most of it is disposed of in landfills. This research is designed as a causal correlational analysis of the properties of FVBW in relation to its calorific value (CV). Seven FVBW samples were collected and analyzed to determine their physical and chemical composition, drying kinetics, proximal, structural, and elemental composition, as well as their CV. The samples were densified to produce pellets, and their energy performance was evaluated. The physical composition of the samples was heterogeneous both within and between samples, with 14 types of substrates identified. In five samples, the proportion of plant residues exceeded 50%. Initial moisture content (M_0 : $86.45 \pm 1.22\%$ w.b.) was influenced by physical composition. Although no significant variation in drying rate among samples was observed due to M_0 , all samples reached moisture levels below 10% within five days of treatment. No chemical composition variations related to physical composition were found. The samples were characterized by a high availability of hydroxyl groups (-OH) in glucides. The lignocellulosic content (CLC) mainly consisted of extractives ($54.82 \pm 4.73\%$), followed by lignin, cellulose, and hemicellulose. Lignin showed a significant linear relationship with CV ($r = 0.883$, $p = 0.00826$, $n = 7$). The CV (18.61 ± 0.59 MJ/kg) was comparable to that of forest biomass. Among proximal components, fixed carbon (FC) exhibited the strongest correlation with CV ($r = 0.848$, $p = 0.0158$, $n = 7$). Both hydrogen (H) and carbon (C) content were proportional to CV, with carbon showing a significant linear correlation ($r = 0.544$, $p = 0.0438$, $n = 14$) and hydrogen presenting an even stronger correlation ($r = 0.888$, $p = 0.00002$, $n = 14$).

FVBW pellets displayed superior mechanical properties compared to pine sawdust

pellets, with a substantially higher Mayer index (H_M : 91.202 ± 43.313 N/mm²). Their thermal efficiency ($31.14 \pm 0.59\%$) was comparable to that of sawdust pellets ($29.07 \pm 1.59\%$). Carbon dioxide emissions (747.65 ± 12.9 g/kg_{CS}) were significantly lower than those from sawdust pellets, while carbon monoxide emissions showed no significant differences. Sulfur dioxide emissions (1.12 ± 0.15 g/kg_{CS}) were much lower than those of mineral coal. Thus, converting FVBW into energy through pelletization is technically feasible. However, future research should focus on methods for removing sulfur dioxide. This could help reduce pressure on landfill space and address a critical social need by transforming FVBW recovery into a productive activity that contributes to local economic development.

I.-INTRODUCCIÓN

En esta tesis se realizó una investigación transversal sobre la valorización de bioresiduos domésticos (FVBW); obtenidos en la ciudad de Morelia, Michoacán, México; se analizó la velocidad de secado de FVBW en condiciones ambientales; se analizó la influencia de sus propiedades físico-químicas sobre el poder calorífico y sobre su desempeño energético y sus emisiones gaseosas en un gasificador de tiro natural; así como la preparación de pellets obtenidos de los FVBW para la generación de energía térmica. Desde la perspectiva ambiental y climática, es una prioridad encontrar nuevas fuentes de energía renovable, para la producción de biocombustibles sólidos (BCS) con el propósito de mitigar los efectos del calentamiento global, mientras se produce energía limpia (Senila et al., 2020). “Alrededor de 2300 millones de personas cocinan a fuego abierto o en cocinas con fugas, a base de queroseno, biomasa o carbón”, entre los tipos de biomasa usada están: la leña, excrementos de animales o desechos agrícolas (WHO, 2023). Se define la biomasa como cualquier materia orgánica de origen reciente que haya derivado de animales y vegetales como resultado del proceso de conversión fotosintético (Romanelli, 2017). “En general, la biomasa representa la fuente de energía primaria y la principal solución posible para la sustitución de los combustibles tradicionales de origen fósil” (Elgarahy et al., 2021). Se estima que en las economías emergentes y en desarrollo para el año 2020, el 26% de las necesidades mundiales de calefacción de interiores, se atendieron a través del uso tradicional de la biomasa (REN21, 2022). A escala mundial cerca de 25% de la población usa biomasa como combustible primario para cocinar alimentos y/o calefacción de interiores; 3% usa carbón vegetal; 0.9% carbón y 0.8% keroseno (WHO, 2024). Para los mismos usos, la mayoría de países en América Latina dependen de la leña (Medina et al., 2017). En México se estima que el 20% de la población depende de ella, principalmente en áreas rurales (COFEPRIS, 2017). La combustión directa de la biomasa para cocinar alimentos y calentar los interiores de viviendas tiene efectos

adversos, contamina el aire, causando impactos negativos sobre la salud humana (Nagarajan & Prakash, 2021). La leña se usa en su mayoría a fuego abierto, lo cual requiere grandes cantidades de ella, esto se correlaciona con baja eficiencia térmica y bajo desempeño ambiental (Medina et al., 2017). El uso de residuos de biomasa que no son de origen forestal, para convertirlos en pellets es un enfoque amigable con el ambiente y ayuda a enfrentar el problema del alza de precios, de los materiales convencionales para elaborar los pellets (Mostafa et al., 2019). Los residuos que van a la basura son vistos como una fuente casi inagotable de materia prima, debido a su alta disponibilidad y generación continua (Pio et al., 2020). La generación de basura esta ligada al paradigma de la economía lineal (extraer-producir-consumir-desechar) (Jakubus & Spychalski, 2022; Tumu et al., 2023; Tumuluru et al., 2021). La creciente generación de residuos sólidos urbanos (RSU) y su gestión se han convertido en un tema de interés mundial (Ayeleru et al., 2018). "En el año 2020 se estimó que la generación mundial de residuos sólidos llego a 2.24 billones de toneladas", se estima que se incrementará a 3.8 billones de toneladas para el 2025 (TWB, 2024). La generación mundial de RSU es de aproximadamente 1300 Mt por año. Se estima que para el 2025 la producción mundial alcanzará 2200 Mt (Lucian et al., 2018). La fracción de residuos con el mayor porcentaje que constituye a los RSU, es la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), estos a su vez se conforman en su mayoría por bio-residuos (BRD), con un 34%; de acuerdo con la definición del marco para las directivas de los residuos (EU, 2008, 2018b; WFD por sus siglas en inglés), los bioresiduos se conforman de residuos biodegradables de parques y jardines, residuos de alimentos y preparación de alimentos en los hogares, oficinas, restaurantes, mercados de abastos, cenadores, proveedores de banquetes y tianguis, y son comparables a los residuos de las plantas procesadoras de alimentos; además de los bio-residuos hay otros residuos biodegradables, por ejemplo, los de papel y cartón, madera y fibras textiles naturales; pero estas quedan fuera de la definición de los bio-residuos. Aproximadamente 88 Mt de desperdicios de alimentos se generan cada año en los 28 países miembro de la Unión Europea (UE), al rededor del 60% de bio-

residuos son desperdicios de alimentos (EEA, 2020); cerca de cuatro billones de toneladas de alimentos se producen anualmente en todo el mundo, de las cuales 1.3 billones de toneladas se convierten en BRD; en contraste al rededor de 870 millones de personas en el mundo sufren de hambre; se estima que el costo por la pérdida de alimentos esta asociado con 143 billones de euros (Nagy & Dodó, 2020). En la UE la opción menos deseable es verter los BRD en los basureros (EEA, 2020); en tanto para la mayoría de los países en desarrollo todavía se vierten en su totalidad en ellos. En los Estados Unidos de Norte-América (EUA) cerca de 50% de RSU se vierten en basureros, aproximadamente el 20% de los RSU se conforman de residuos de alimentos; los basureros de RSU son la tercera fuente más grande de emisiones de metano (EPA, 2023). En América Latina se ha observado que el incremento de la población está acompañado de un significativo incremento en la generación de RSU. En México la producción de RSU fue de 53.1 Mt en el año 2015, la cual se incrementó 73% entre los años 2000 a 2015 (Salazar, 2021). En Morelia, Michoacán, México se producen alrededor de 700 toneladas de RSU por día, esto representa un tercio de la generada en el estado, de las cuales, el 81% es materia orgánica con diferentes grados de degradabilidad (Hernández et al., 2019). En México la ley general de equilibrio ecológico y la protección al ambiente (LGEEyPA) establece en su capítulo IV, artículo 134, fracción I, que “corresponde al estado y la sociedad prevenir la contaminación del suelo” y en su fracción III, “Es necesario prevenir y reducir la generación de residuos sólidos, municipales...; incorporar técnicas y procedimientos para su reuso y reciclaje, así como regular su manejo y disposición final eficientes” (LGEEyPA, 2016). En tanto la ley general para la prevención y gestión integral de residuos (LGPPyGIR) fomenta “la investigación y el desarrollo científico para reducir la generación de residuos y diseñar alternativas para su tratamiento, orientadas a procesos más limpios” (LGPPyGIR, 2015). El concepto de vertedero de basura es obsoleto en el paradigma de la economía circular; en lugar de acumular residuos, es cada vez más urgente integrarlos en ciclos cerrados. El modelo de la economía circular integra la metodología del reciclaje en uno de sus tres principios, como estrategia para el logro del cierre de ciclos de materia y

energía (MacArthur, 2022). Para la Asociación Internacional de Residuos Sólidos (ISWA, por sus siglas en inglés) es una prioridad cerrar los basureros, no sólo por los impactos ambientales negativos, sino también por los daños a la salud y la violación a los derechos humanos asociados a esta problemática (ISWA, 2024). No es lo ideal destinar los residuos sólidos orgánicos a los vertederos de basura, donde el proceso de degradación tiene lugar, resultando en la producción de metano que escapa y se incorpora a la atmósfera (Osman et al., 2019). En lugar de acumular FORSU en los vertederos de basura, estos podrían aprovecharse y convertirlos en un producto de valor energético (Pavi et al., 2017; Unpinit et al., 2015), valorizarlos es la alternativa más probable para conseguir cerrar así su ciclo, como sugieren los principios de la economía circular; que promueve un enfoque holístico con la creación de ciclos entre el flujo de materiales, energía y residuos, acoplado a las actividades humanas (Grafstrom & Aasma, 2021). Si bien, los BRD presentes en FORSU han sido empleados para compostaje, no todos los componentes son adecuados para mejorar el suelo, por lo que algunos de ellos no se aconsejan usar para tal propósito (Mavaddati et al., 2010). La valorización de residuos dentro de una localidad disminuye los diferentes costos relacionados con la obtención, almacenamiento, comercialización y distribución (Amoo & Layi, 2013; Ayeleru et al., 2018; Edjabou et al., 2017; Jeswani & Azapagic, 2016). El estudio de los residuos en el contexto de su generación, ofrece valiosa información para la toma pertinente de decisiones sobre su gestión (Ayeleru et al., 2018; Kathiravale et al., 2003). El alto contenido de humedad en los BRD (75% a 95%) incrementa el costo de gestión de RSU, el cual representa hasta el 60% del gasto presupuestal de su recolección y transporte. Por lo tanto, es imperativo secarlos para reducir sus costos de gestión, ya sea que se decida valorizarlos o no (Konstantzos et al., 2019). Típicamente, los residuos de biomasa se consideran secos cuando su porcentaje de humedad es menor a 30% y húmedos cuando es mayor (K. Wang & Tester, 2023). Cuando se pretende convertir algún tipo de biomasa en una forma de biocombustible sólido, estos deben someterse a secado hasta reducir el porcentaje de humedad. Una barrera significativa en la conversión de residuos en energía es el

contenido de humedad variable dependiendo de la naturaleza de la biomasa (Cai et al., 2017; Dinesha et al., 2019; Erenturk et al., 2004; Roth, 2014; Tumuluru et al., 2021). Las tecnologías para la conversión de residuos en energía tienen baja eficiencia energética, debido al contenido variable de humedad en los RSU; el contenido de humedad deseable es de entre 5% y 15% en procesos de co-combustión, pirólisis y gasificación (Tumuluru et al., 2021), para la obtención de pellets se recomienda que su contenido de humedad sea de 10% (Pradhan et al., 2018); en el caso de briquetas se sugiere entre 10% a 15% (Dinesha et al., 2019); el contenido de humedad superior a 15% impide la integridad y estabilidad del biocombustible, así como reducción en la temperatura de combustión (Dinesha et al., 2019; Stelte et al., 2011) e influye en el valor del poder calorífico neto y en la eficiencia de combustión, además el elevado contenido de humedad resulta en la descomposición temprana del biocombustible (Pradhan et al., 2018). Remover el alto contenido de humedad en la biomasa demanda mayor consumo de energía y periodos prolongados de secado (Dinesha et al., 2019). Durante el proceso de secado típicamente ocurren tres periodos con velocidad característica cuando se mantienen condiciones de secado constantes: (a) velocidad de ajuste, (b) constante y (c) decreciente (Treybal, 1981). El costo y la cinética de secado dependen del método y las condiciones de secado aplicadas (Gaibor et al., 2016). El secado de materiales es un proceso complejo que involucra el intercambio simultaneo de materia y energía, que ocurre en el interior del material (Sobukola et al., 2007). Durante la transferencia de calor, la humedad se remueve por evaporación desde la superficie del material y depende de condiciones externas como la temperatura, la humedad relativa, la velocidad del aire, el área superficial expuesta y la presión. En tanto, el transporte de materia se debe a la migración de humedad dentro del sólido y depende de su naturaleza física, tasa de difusión, y contenido de humedad (Tiwari, 2016). Si la tasa de transferencia de calor es significativamente superior a la tasa de transferencia de masa durante el secado del material, la tasa de secado queda determinada principalmente por la rapidez con la que el agua se mueve desde el interior hasta la superficie del sólido, por lo que la difusión de la humedad describe

usualmente el proceso de transferencia de masa (Ozdemir & Devres, 1999). La segunda ley de Fick es uno de los modelos matemáticos más empleados para predecir la cinética de secado de alimentos y productos agrícolas, para cuerpos con forma geométrica esférica y loza rectangular; en el que el mecanismo predominante encargado de mover el agua en el interior del sólido es la difusión (El-Amin, 2011). “El secado de láminas delgadas (TLD, por sus siglas en inglés) significa secar como una sola capa una muestra particulada o rebanada” (Sobukola et al., 2007). La aplicación de modelos matemáticos semi-teóricos en TLD ha demostrado su efectividad para predecir la cinética de secado en el periodo de velocidad descendente (Badaoui et al., 2019). Cuando el secado de una muestra ocurre en condiciones ambientales, el proceso puede ser afectado por la variabilidad en las condiciones atmosféricas a lo largo el día, debido a ello la tasa de secado no es constante; sin embargo, está considerada como la forma más económica de reducir el contenido de humedad en RSU (Chen et al., 2015). La energía solar puede desempeñar un papel activo para satisfacer la demanda energética, como una alternativa amigable con el ambiente, para reducir el costo del proceso de secado (Badaoui et al., 2019). El estudio de la cinética de secado de residuos, es relevante para la generación de datos con el objeto de elegir y aplicar la tecnología específica de secado y establecer las condiciones para una operación eficiente; esto permite al producto seco alcanzar un contenido de humedad determinado a través del tiempo, y sirve como pretratamiento de los residuos y permite su uso como materia prima para biorefinerías, donde se requiere un contenido específico de humedad para convertirlos en bioenergía o bioproductos (Eixenberger et al., 2024; Reyhanitabar et al., 2020). La biomasa es la única fuente de energía renovable que puede proveer biocombustibles, materiales y productos químicos base biológica (Kabakcı, 2020). “La energía de la biomasa es una forma de energía solar almacenada en la materia vegetal”, si se mantiene el balance de su producción y consumo, se considera que su balance de carbono es neutro y amigable con el ambiente; cuando las emisiones de CO₂ producidas por el uso de biomasa se capturan y almacenan, se pueden lograr emisiones de carbono negativas (Sher et al., 2020). En

la última década, se han diversificado las fuentes de biomasa para la generación de energía limpia y su co-combustión con carbón o entre diferentes fuentes de biomasa (García et al., 2021; Pio et al., 2020; Senila et al., 2020), hacia la transición energética, necesaria para satisfacer la demanda de energía (WEC, 2016). La recuperación de bioenergía disponible en los residuos biodegradables promete ser una alternativa sustentable para ayudar a satisfacer la demanda energética, además de reducir la mono-dependencia de los combustibles convencionales (Hossain, 2019). La valorización de los residuos es el primer paso para definir su utilidad y desarrollar o adaptar la tecnología necesaria para su transformación eficiente en la generación de energía. El uso directo de la biomasa para la generación de energía es ineficiente y la densidad energética que ofrece es pobre, la forma más común de incrementar la densidad energética es densificar la biomasa, obteniéndose briquetas o pellets; las propiedades físicas y químicas de la biomasa determinan sus características energéticas, por ello es fundamental caracterizarla, es preciso identificar propiedades tales como su contenido de humedad (M), carbono fijo (CF), compuestos orgánicos volátiles (MV), cenizas (CS), compuestos estructurales: lignina (LI), hemicelulosa (HE), celulosa (CE), y compuestos extraíbles (EX) y la disponibilidad de elementos químicos orgánicos: carbono (C), hidrógeno (H), nitrógeno (N), oxígeno (O) y azufre (S); así como su poder calorífico (PC); a partir de las cuales se determina el tratamiento más probable para su conversión en energía (Hossain, 2019). El PC es la principal propiedad energética que determina el valor y utilidad de la biomasa para su aplicación en la generación de energía (Basu, 2010); este depende de una intrincada relación multivariable. Entre las fuentes de variación que influyen sobre PC están el contenido de proximales, compuestos estructurales (CLC), elementos químicos orgánicos y cenizas; a su vez, estas fuentes de variación están sujetas a otro gran conjunto de variables que dependen del origen de la biomasa. Por otro lado, el tratamiento, la formación y propiedades del biocombustible sólido (BCS) esta sujeto a las mismas fuentes de variación que influyen sobre PC; de acuerdo con (Zhou et al., 2014) las cáscaras de frutas tienen mayor contenido de MV y menor de cenizas que las de

verduras; la hierba y hojas tienen más bajo contenido de MV pero mayor contenido de cenizas que la leña y el bambú; este hecho evidencia cómo el origen de la biomasa incide sobre la elección entre uno u otro tipo de procesamiento para conseguir las características deseadas de un BCS. Los compuestos extraíbles son aglutinantes naturales usados en la densificación del BCS, para mejorar la unión interparticular (Bajwa et al., 2018; Sgarbossa et al., 2014); incluso con mejores resultados que la lignina y la celulosa que cumplen dicha función; dado que la temperatura de transición vítrea (T_g) de la lignina es alta generalmente (120 a 180 °C), debido a su cadena principal aromática rígida y fuertes interacciones secundarias (Henrik-Klemens et al., 2024), esto sugiere mayor consumo de energía durante la densificación de la biomasa por pelletizado, en comparación con aglutinantes como el almidón que reduce el consumo de energía durante la densificación puesto que su temperatura de transición vítrea es de entre 91 a 109 °C (Louaer et al., 2008). Su importancia radica en el hecho de que son los responsables de facilitar la operación de compactación de la biomasa. El uso del aglutinante es requerido en cantidades superiores al 50% de la composición del biocombustible, cuando éste presenta contenidos de CF superiores al 80%, en la preparación de briquetas (Nagarajan & Prakash, 2021). El exceso de cenizas (>5%) restaría la eficiencia térmica del BCS (Pradhan et al., 2018); el alto contenido de cenizas en la biomasa tiene efectos importantes sobre la eficiencia térmica del BCS (Sgarbossa et al., 2014), las implicaciones van desde la eficiencia térmica hasta la logística, es deseable que el contenido de cenizas esté por debajo del 5%. Para los tipos de biomasa que presentan contenidos mayores, se han propuesto métodos para resolver esta situación, entre ellos: la modificación del sistema de quemado, la preparación de mezclas de biomasa, la co-combustión y la transformación (alteración) de la biomasa por torrefacción o carbonización hidrotérmica (Basu, 2010). La producción de pellets a partir de biomasa de origen distinto al forestal ha aumentado su importancia. El pelletizado, como una técnica para densificar la biomasa ayuda a resolver los problemas que presenta la biomasa para su uso en la generación de energía, como son su forma irregular, la baja densidad de bulto, y su alto contenido de

humedad, los cuales dificultan su manejo, transporte y almacenamiento. Al pelletizar la biomasa se consigue formar un BCS homogéneo y fácil de usar, que se caracteriza típicamente por tener densidad energética alta. La producción mundial de pellets se incrementó cerca de 50% entre 2013 y 2019, esto significó un aumento en la producción de 30 Mt (Picchio et al., 2020). Los pellets obtenidos de la biomasa pueden ser usados directamente como combustible en equipos de uso residencial para calentar interiores, calentadores de agua y en centrales eléctricas de gran escala (Mostafa et al., 2019). La pelletización es un proceso físico-químico que se lleva a cabo con o sin aglutinante, por la aplicación de presurización-extrusión mecánica de la biomasa (Pradhan et al., 2018). Es un proceso complejo sujeto a la influencia de las propiedades de la biomasa tales como su composición química, el contenido de humedad, el tamaño de partícula, el contenido de aglutinante, y los parámetros específicos de operación del equipo, como la presión, la temperatura del dado, el espesor del dado, tamaño del dado y el tiempo de residencia (Mostafa et al., 2019; Pradhan et al., 2018; Senila et al., 2020). La resistencia del pellet asegura su integridad durante el manejo, transporte y almacenamiento de los pellets, las propiedades de la biomasa que inciden sobre esta característica son el contenido de humedad que a su vez disminuye el punto de transición vítrea de la lignina para conseguir mejorar el contacto entre partículas favoreciendo la formación de enlaces de hidrógeno. La presencia de proteínas y compuestos extraíbles también ayudan a cumplir con este propósito (Mostafa et al., 2019; Pradhan et al., 2018). El estudio de la valorización de FVBW como fuente de biomasa para biocombustible densificado aporta información relevante que demuestra la posibilidad de integrar los FVBW en un ciclo cerrado de materia y energía de acuerdo con los principios de la economía circular como una valiosa fuente renovable de biomasa para su conversión en biocombustible sólido.

II.-ANTECEDENTES

Las investigaciones de la valorización de residuos de biomasa con el interés particular en recuperar energía de ellos, han sido ampliamente publicadas en todo el mundo. La conversión de residuos de biomasa en energía ha captado la atención de diferentes investigadores en este tema, por motivos ambientales, sociales, de salud, de diversificación energética, cambio climático y desarrollo económico (Elgarahy et al., 2021; A. Sharma et al., 2020). La valorización de los residuos de biomasa para convertirlos en una forma útil de energía, no es un tema nuevo, una revisión hecha por (Anderson, 1972), documentó en su momento el potencial que tienen los residuos orgánicos para su valorización como fuente de energía. Se tiene registro en el año de 1988, por el Instituto de Tecnología del Gas (IGT, por sus siglas en inglés) en EUA, que reportó un estudio en el que transformaron residuos de biomasa forestal y agrícola en syngas (Evans et al., 1988); aunque desde el año 1980 comenzaron el estudio para conversión de la biomasa en gas de síntesis (syngas). Recientemente el tema ha tomado relevancia; entre las fuentes de biomasa y residuos de biomasa que se han empleado para la obtención de pellets están: los residuos agrícolas y de granjas (Biswas et al., 2017; Brlek et al., 2016; Picchio et al., 2020; Royo et al., 2020; Senila et al., 2020; A. Sharma et al., 2020; Stelte et al., 2011; Toscano et al., 2019), cultivos energéticos (Bouton et al., 1998; Civitarese et al., 2023; Englund et al., 2020; Lemus & Lal, 2005), residuos forestales (Carrillo et al., 2018; Gami et al., 2011; García et al., 2021), plantas acuáticas (Nguyen et al., 2021) y FORSM (Ajaero et al., 2023; Misal & Deshmukh, 2020; Pradhan et al., 2018; H. B. Sharma & Dubey, 2020b). Entre los métodos que se han reportado para aprovechar la biomasa y valorizar residuos de biomasa como biocombustible, están la combustión (Malat'ák et al., 2020; Ross et al., 2008; Royo et al., 2020; Vassilev et al., 2017), la torrefacción, la carbonización hidrotérmica (Le et al., 2022; Libra et al., 2011; Lohri et al., 2018; Lucian et al., 2018; Nguyen et al., 2021; H. B. Sharma et al., 2019; H. B. Sharma & Dubey, 2020b), la pirólisis (Biswas et al., 2017; Gao et al., 2017; Lee et al., 2021; Plis et al., 2015; Ross

et al., 2008), la biodigestión (Becerra-Quiroz et al., 2024; Campuzano & González-Martínez, 2016; Di Matteo et al., 2017; Rasmeni et al., 2022) y la densificación (Civitarese et al., 2023; Royo et al., 2020; Toscano et al., 2019); de los cuales se han reportado la obtención de biocombustibles sólidos (Civitarese et al., 2023; Höfer et al., 2021; Lee et al., 2021; Malat'ák et al., 2020; Royo et al., 2020; H. B. Sharma & Dubey, 2020b; Vassilev et al., 2017), líquidos (Biswas et al., 2017; Elgarahy et al., 2021; Gao et al., 2017; Nguyen et al., 2021; Plis et al., 2015; Toscano et al., 2019) y gaseosos (Becerra-Quiroz et al., 2024; Campuzano & González-Martínez, 2016; Di Matteo et al., 2017; Rasmeni et al., 2022). El contenido energético de los RSU de Kuala Lumpur, Malasia, a partir de su PC; fue evaluado por Kathiravale et al., (2003), estos se caracterizaron por tener la mayor fracción másica (51.94%) debida a residuos orgánicos y de alimentos; en segundo término estaban los residuos de plástico (20.97%) y en tercero los residuos de papel (11.23%), el resto lo constituían residuos de madera, podas, caucho, metales y vidrio; reportaron valores de PC (entre 7 MJ kg⁻¹ y 24 MJ kg⁻¹) basados en la composición, en los datos de proximales y elementales, y su modelado; sin embargo, no reportaron una forma de aprovecharlos por alguna técnica termoquímica. La transformación de los RSU de Hokkaido, Japón; por el método hidrotérmico para usarlo en co-combustión con mezclas de carbón, y mejorar las condiciones de ignición, fue estudiado por (Muthuraman et al., 2010), reportaron su composición química (11.6 % de humedad, 72.4% Combustibles y 16% humedad), de los que excluyeron los residuos de alimentos. Su poder calorífico fue de 17.84 MJ kg⁻¹. Encontraron en los análisis proximales que es predominante la materia volátil (70.94%), en tanto el valor de CF (6.3%) fue el más bajo, demostraron que las mezclas con carbón mejoraron la devolatilización de éste. Los lodos (considerados residuos sólidos orgánicos municipales) resultantes de una planta urbana tratadora de aguas residuales en la ciudad de Changsha, al sur de China, fueron estudiados por (Jiang et al., 2016), para preparar pellets a partir de mezclas con cuatro tipos diferentes de biomasa (abeto chino-*Cunninghamia lanceolata*, alcanfor-*Cinamomum camphora*, y paja de arroz-*Oryza sativa*). Las características de los pellets de biomasa y los de mezclas se

compararon. El PC en general fue mayor en los pellets de biomasa (15.04 a 18.96 MJ kg⁻¹) que los de mezclas (15.3 a 18.87 MJ kg⁻¹), el CF fue menor en los pellets de biomasa (11% a 14%) que en las mezclas (15% a 158%), los pellets de mezclas presentaron menor contenido de materia volátil (51% a 54%) que los de biomasa (63% a 71%), su densidad energética se incremento (18 GJ/m³ a 20 GJ/m³) en comparación con los de biomasa (15 GJ/m³ a 16 GJ/m³), así mismo el contenido de cenizas se incremento (14% a 21%) contra los de biomasa (1.15% a 14%). Determinaron que al mezclar el lodo con biomasa redujo significativamente la energía consumida durante la compactación, debido al efecto sinérgico de las proteínas en el lodo con la lignina, lo que benefició a la resistencia y al módulo de Mayer (H_M). También se mejoró las características de combustión, la temperatura de ignición se redujo y aumentó la temperatura final de combustión. La industria maderera genera residuos que son subutilizados, frecuentemente se acumulan y quedan expuestos al intemperismo (Carrillo et al., 2018), los residuos de la biomasa forestal son los más utilizado en la obtención de pellets. Carrillo et. al (2018) estudiaron los efectos del intemperismo sobre un tipo de aserrín colectado en Iturbide, Nuevo León, México, estuvo expuesto a la intemperie durante un año y lo convirtieron en biocombustible densificado, sus propiedades se compararon con las del combustible densificado obtenido de aserrín fresco, ambos tipos de aserrín se acondicionaron a 20 °C y 60% de humedad, se caracterizaron por mallas de 4, 6, 8, 20, 40, contenido de humedad, materia volátil, cenizas y CF. Las muestras de aserrín se sometieron a dos niveles de presión (10 y 15 MPa) y tres niveles de temperatura (50, 70, 90 °C) en una briquetadora, las briquetas se caracterizaron por resistencia al impacto y a la compresión, densidad, análisis proximales y determinaron el poder calorífico. El aserrín intemperizado presentó mayor valor de CF (14.19%) y de cenizas (0.83%). Reportaron valores de PC entre 17.35 y 18.40 MJ / kg. En el estudio realizado por Lucian et al., (2018) de la universidad de Trento, Italia; obtuvieron hidrocarbón por tratamiento hidrotérmico de FORSM, conformados unicamente por residuos de frutas y verduras. Recolectaron 30 kg de ellos, cargaron los residuos en un reactor batch a dos niveles de temperatura (120 °C y

180 °C), dos niveles de relación biomasa/humedad (B/W, 0.05 y 0.25) y tiempo de 0 a 6 h, reportaron la composición elemental orgánica, concluyeron que a mayor temperatura y tiempo de residencia pero menor relación B/W disminuye la concentración de O e H, incrementando la proporción C-N en cuyo caso obtuvieron el mayor valor de poder calorífico: 32.5 MJ kg⁻¹. Los residuos de jardines domésticos (que también son parte de los FORSM), fueron estudiados por (H. B. Sharma & Dubey, 2020b), en el este de Bengal, India. Aplicaron el método hidrotérmico para convertirlos en pellets de hidrocarbón; evaluaron las características del combustible, mecánicas, de almacenamiento, transporte y combustión. Los pellets fueron elaborados en una prensa manual hidráulica a 100 °C, mantenidos a 250 MPa (2467.3 atm) durante 30 s; reportaron análisis proximales (85% materia volátil y 7% CF) en los residuos, en tanto en el hidrocarbón (63% materia volátil y 28% CF). Con el hidrotratamiento consiguieron reducir la relación O/C-H/C, reduciendo también la concentración de oxígeno desde 50% en los residuos hasta 32% en los pellets, alcanzando semejanza con las propiedades del carbón de lignito. La conversión de bio-residuos mezclados con biomasa leñosa por co-pirólisis y co-gasificación, para la obtención de syngas (H₂-CO principalmente) fue estudiada por Nagy y Dodó, (2020), colectaron los bioresiduos de un comedor universitario en la Universidad de Miskolc, Hungría. Evaluaron el rendimiento del syngas en un reactor tubular de lecho fijo; determinaron su composición, el valor del poder calorífico inferior, la relación H₂/CO y la conversión de carbón a dos niveles de temperatura (700 y 900°C). Reportaron que el máximo valor de poder calorífico inferior (11.03 MJ/m³) lo obtuvieron cuando la gasificación ocurre a 900°C y al mínimo flujo de vapor (7 g/h). Los valores de la relación H₂/CO se mantuvieron entre 0.53 y 0.81 durante la pirólisis, pero su valor disminuyó conforme se incrementó la temperatura. Durante la gasificación, la mayor conversión de carbón y rendimiento de gas la alcanzaron a 900°C con el máximo flujo de vapor (22 g/h); en estas mismas condiciones alcanzaron el mayor valor de la relación H₂/CO (2.03). Concluyeron que el tratamiento es viable para reducir la acumulación de bio-residuos y generar productos de valor agregado energético. En el estudio realizado por (Ajaero

et al., 2023), estimaron el potencial para la producción de energía a partir de los FORSM, generados por 36 capitales estatales y su capital federal, Abuja, Nigeria. Consideraron cuatro métodos de valorización para su comparación, entre ellos la densificación. Estimaron que en las 37 ciudades se generaron 4.7 Mt de FORSM en un año; a partir de los cuales, mostraron que por densificado podrían producir cerca de 1.82 Mt de combustible sólido con valor de PC inferior de 17 MJ kg^{-1} . Reportaron que el potencial de energía producida por tonelada tratada de FORSM por densificado es mayor (0.55 MWh/ton) que por el resto de los métodos analizados (0.43 MWh/ton por digestión anaerobia, 0.211 MWh/ton por incineración y 0.005 MWh/ton por gas del vertedero). Indicaron que la producción de energía a partir de FORSM, debería estar integrada como parte crucial en la estrategia de gestión de residuos.

III.-JUSTIFICACIÓN

A escala mundial impera cada vez más el enfoque a la sostenibilidad ambiental y la eficiencia energética, la búsqueda de nuevas formas para satisfacer la demanda de energía mientras se protege el ambiente es crucial. En la ciudad de Morelia, la energía contenida en los FVBW, en forma de energía química, está siendo desaprovechada para su conversión en energía térmica. El estudio de las propiedades termoquímicas de los FVBW y su proceso de densificación ofrece una oportunidad para valorizarlos. Aunque la conversión de residuos sólidos municipales en formas útiles de energía (biogas, syngas, biodisel, bioetanol) ha sido ampliamente investigada, existen pocos estudios de las propiedades fisicoquímicas de los FVBW, particularmente de los generados en la ciudad de Morelia. No se dispone de datos específicos de las propiedades necesarias para su conversión en pellets, su desempeño energético, ni de las emisiones gaseosas producidas durante su transformación termoquímica. La generación de estos datos es fundamental para que los tomadores de decisiones puedan desarrollar un marco que promueva la recuperación de la energía contenida en los FVBW de manera social, económica y ambientalmente responsable.

IV.-PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

A nivel mundial es cada vez más urgente diversificar las fuentes de energía para abastecer la demanda de esta, por energías más limpias y sostenibles (IEA, 2018), así como eliminar la acumulación y generación de residuos, integrándolos a ciclos cerrados de materia y energía (MacArthur, 2022). Los FVBW que son generados continuamente en cantidades significativas en la ciudad de Morelia, son una importante fuente de biomasa que actualmente no se recupera en forma de BCS, sólo se acumulan y se desaprovecha el potencial energético que se encuentra inutilizado en forma de energía química en los compuestos orgánicos de los FVBW, estos no se recuperan para la generación de energía térmica.

V.-HIPÓTESIS

Los FVBW que se generan en la ciudad de Morelia, podrían ser valorizados como una fuente de biomasa sostenible para generar un BCS, con propiedades comparables a las de pellets de biomasa forestal, si se densifican por pelletizado y se evalúan sus emisiones gaseosas en la generación de energía térmica por combustión en un gasificador de tiro natural.

VI.-OBJETIVO GENERAL

Obtener un biocombustible sólido por densificado de los bioresiduos domésticos de origen vegetal y evaluar sus emisiones en la generación de calor en un gasificador.

VII.-OBJETIVOS PARTICULARES

1. Analizar la correlación entre las propiedades físico-químicas de los bioresiduos con su poder calorífico.
2. Determinar las etapas de procesamiento para la obtención del biocombustible sólido por densificado de los bioresiduos de origen vegetal.
3. Caracterizar el biocombustible sólido por sus propiedades físico-químicas y contrastarlas con las de pellets de aserrín de pino.
4. Evaluar las emisiones de gases de efecto invernadero generadas por el uso del biocombustible sólido en un gasificador y contrastarlas con las emisiones generadas por pellets de aserrín de pino.

VIII.-MARCO TEÓRICO

8.1 PROPIEDADES DE LA BIOMASA

La biomasa se compone de un gran número de compuestos químicos orgánicos complejos, de modo que no sólo los elementos químicos orgánicos constituyen sus estructuras moleculares, dependiendo del origen de la biomasa pueden contener cloro (Cl) y/o azufre (S), como en el caso de los residuos sólidos municipales (RSM) y desechos de animales. Las tres propiedades fundamentales de la biomasa que describen su composición y contenido energético son: a) el análisis elemental orgánico, b) el análisis proximal y c) su poder calorífico. Estas propiedades son la base para el diseño termodinámico de un sistema de conversión de la biomasa en energía ya sea de un dispositivo de combustión o gasificación (Basu, 2010). La biomasa de origen vegetal, en particular la biomasa leñosa, químicamente se puede definir como un compósito biopolimérico tridimensional de una red interconectada de celulosa ($43.7 \pm 2.6\%$), hemicelulosas ($20.8 \pm 2\%$) y lignina ($28.8 \pm 2.2\%$), con cantidades menores de compuestos extraíbles e inorgánicos ($0.3 \pm 0.1\%$). Algunas propiedades físicas de los compuestos estructurales se indican en la tabla 1.

Tabla 1 Propiedades físicas de los compuestos estructurales de la biomasa.

Compuesto	Molécula	PM	T _g (°C)	Solubilidad	Referencia
Celulosa	(C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	162.14	220	Insoluble en agua, alcohol, eter.	(Salmen & Back, 1977)
Lignina	(C ₉ H ₁₂ O ₁) _n ^a	136.19	110-190	Hidrofóbica. Es altamente soluble, incluso en ácido sulfúrico.	(Basu, 2010; Ruwoldt et al., 2023)
Hemicelulosa	(C ₅ H ₈ O ₄) _n	132.12	190	Hidrofílica. Soluble en soluciones alcalinas débiles. Se hidroliza con facilidad en ácidos o bases diluidas.	(Basu, 2010; Roldi-Oliveira et al., 2022)
Almidón	(C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	162.14	91-109	Insoluble en agua, alcohol, éter.	(Louaer et al., 2008)

a: En función de los sustituyentes en el anillo bencénico el número de átomos de oxígenos puede ser de 2 a 3, lo que también hace variar el número de hidrógenos y carbonos. T_g: Temperatura de transición vierta

La biomasa forestal clasificada como madera blanda, libre de humedad, se compone en general de 50% de carbón (C), 6% de hidrógeno (H), 44% de oxígeno (O) y trazas de compuestos inorgánicos (Rowell, 2005). Los compuestos extraíbles son un grupo de compuestos químicos de la pared celular de la biomasa, constituidos principalmente de lípidos, ácidos grasos, alcoholes grasos, fenoles, terpenos, esteroides, resinas ácidas, ceras y muchos otros compuestos menores. Estos compuestos químicos existen como monómeros, dímeros y polímeros. Los compuestos obtenidos de los extraíbles se han usado desde hace siglos para embarcaciones a prueba de agua, en antorchas y como aglutinantes (Rowell, 2005).

8.2 CARACTERÍSTICAS DE LA LEÑA

La leña es una fuente de energía que se obtiene directamente de los recursos forestales, se considera renovable si se encuentra equilibrado el balance de consumo y generación, es un material combustible sin poder de explosión, en general se considera que tiene alto poder calorífico (tabla 2), pero menor al del carbón. Se compone típicamente de celulosa, un hidrato de carbono parecido al almidón que se pudre con la humedad; lignina, es un derivado del fenil-propano que le confiere las propiedades de dureza y protección; hemicelulosa, cuya función es unir las fibras; otros compuestos que pueden estar presentes son: resinas, ceras y sustancias incombustibles (Rowell, 2005; Vignote & Martínez, 2006). El poder calorífico que ofrece la leña depende de varios factores: la especie de la leña, la parte del árbol de la cual procede, la edad del árbol y el contenido de agua influyen enormemente (Nhuchhen & Salam, 2012).

Tabla 2 Poder calorífico según especie forestal.

Especie	PC, (MJ kg ⁻¹)	Referencia
Eucalipto (<i>Eucalyptus globulus</i>)	17.63	(Telmo & Lousada, 2011)
Pino (<i>Pinus pinaster</i>)	20.24	(Telmo & Lousada, 2011)
Cedro (<i>Cedrus atlantica</i>)	20.36	(Telmo & Lousada, 2011)
Ciprés (<i>Cupressus</i>)	18.69	(García et al., 2012)
Roble (<i>Quercus robur</i>)	18.70	(Telmo & Lousada, 2011)
Álamo (<i>Populus</i>)	19.38	(Nhuchhen & Salam, 2012)

8.3 PELLETIZADO

El proceso de pelletizado consiste en extruir la biomasa, previamente convertida en polvo, aplicando alta presión (55 a 175 MPa) y temperatura (T_{amb} a 110 °C), la cual atraviesa por orificios de unos pocos milímetros de diámetro (6 a 15 mm), formando un pequeño cilindro de una longitud deseada (≥ 4) y posteriormente puesto a enfriamiento (T_{amb}) (Mostafa et al., 2019). El proceso de pelletizado resuelve cuestiones críticas en la conversión de la biomasa a energía. La biomasa convertida en pellets facilita su transporte, uso, almacenamiento, manejo e incrementa su densidad energética. Las características de la biomasa influyen significativamente en la calidad del pellet, tales como el tamaño de la partícula, el contenido de humedad y su composición química. Otro aspecto crítico en la obtención de pellets son las condiciones de procesamiento, como la temperatura del dado, la presión y el tiempo de residencia (Picchio et al., 2020). Durante el densificado generalmente la biomasa se homogeniza, esto permite automatizar procesos cuando se quema en hornos como los de las calderas, facilitando la combustión completa y la optimización de la caldera. Fundamentalmente el densificado incrementa la densidad de bulto de la biomasa, desde un rango de 40 a 200 kg/m³ hasta 600 a 800 kg/m³. Es recurrente observar que antes de densificar residuos agrícolas estos se someten a pretratamientos que mejoran la calidad del producto densificado y se asemeja a la de los obtenidos de biomasa forestal. Estos pretratamientos pueden ser químicos o termoquímicos, como lavado, percolado, explosión de vapor, torrefacción y/o co-procesamiento, finalmente el producto densificado en algunos casos se logra mejorar con un postratamiento, por torrefacción (Bajwa et al., 2018). El contenido de humedad en pellets de biomasa forestal está recomendado en no más de 10%, la absorción de humedad en los pellets es un importante parámetro tomado en cuenta, ya que a través del tiempo puede modificar el contenido de humedad, especialmente debido a que los pellets son almacenados antes de usarse para la generación de energía. La temperatura alcanzada durante el proceso de pelletizado tiene un efecto determinante en las cualidades de los pellets, al incrementar la temperatura en el dado, ayuda a reblandecer y activar los compuestos

inherentes o aglutinantes añadidos, los cuales afectan el proceso de autoenlace. En la biomasa que presenta alto contenido de proteína, se consigue alcanzar alta densidad en los pellets a baja presión y alta temperatura, en estas condiciones la proteína se funde y fluye a través de las capas del material actuando como aglutinante durante la compresión, posteriormente cuando los pellets son puestos a enfriamiento la lignina se endurece y la proteína se re-asocia, lo cual mejora la resistencia y la densidad de los pellets. A temperaturas por debajo de 30 °C la lignina y las proteínas contenidas en la biomasa no les permite actuar como aglutinantes, esto resulta en fuerzas de enlace limitadas de corto-rango como los puentes de hidrógeno, fuerzas de van der Waals, Interbloqueo mecánico (debido al tamaño y rugosidad de las partículas, y fricción con la matriz) y enlaces químicos libres, lo que explica la baja densidad del pellet a baja temperatura (Mostafa et al., 2019).

8.3.1 Pretratamientos

La explosión de vapor es un tipo de pretratamiento que expone las fibras de la biomasa y hace más accesibles los biopolímeros para su densificado, lo que mejora los enlaces sin requerir aumentar la presión durante el pelletizado y evita la necesidad de añadir aglutinantes. Esta operación ocurre al rededor de 285 °C y 7 MPa, la biomasa en estas condiciones se expulsa del presurizador alcanzando a la presión atmosférica para formar una pulpa fácil de densificar. La torrefacción es una operación que consiste esencialmente en calentar la biomasa en un rango de 200 a 300 °C, en una atmósfera con una concentración reducida de oxígeno, lo que provoca la degradación de la celulosa, hemicelulosa y lignina, así como la liberación de compuestos extraíbles y la reducción del volumen, puede ocurrir también la disminución del contenido de materia volátil y aumentar el área superficial del biocombustible, que en consecuencia mejoraría la cinética de reacción superficial gas-sólido (Bajwa et al., 2018) .

8.4 COMBUSTIÓN

La combustión de la biomasa es un proceso que consiste de una serie de pasos que involucra un conjunto de aspectos fisicoquímicos complejos, depende de la naturaleza

del combustible así como de su aplicación. Fundamentalmente se distinguen cuatro etapas: secado, descomposición térmica, gasificación y combustión (García et al., 2012). Durante la etapa de secado se evapora la humedad de la biomasa a temperaturas de entre los 100°C a 200°C esta es por tanto una etapa fuertemente endotérmica ya que la evaporación utiliza el calor generado en la combustión y retrasa el proceso en sí, la biomasa húmeda demanda mayor cantidad de energía para conseguir evaporar el contenido de humedad y posteriormente para calentar el vapor de agua, lo que ocasiona reducción en la temperatura necesaria para mantener la combustión. Durante la descomposición térmica (pirólisis) ocurre la volatilización de sustancias de mayor estructura molecular como ligninas para degradarse térmicamente en sustancias de menor estructura molecular como MV's y una mezcla de CO_2 , CO , H_2 , CH_4 , C_2H_4 , C_2H_6 , pero además, en cantidades más bajas también se forman hidrocarburos ligeros como eteno, propeno y compuestos nitrogenados (Haberle et al., 2017), a temperaturas de entre 200°C y 600°C, por arriba de los 400°C se favorece la velocidad de volatilización con el aumento de la temperatura, por arriba de los 600°C la velocidad de volatilización decrece rápidamente debido a la cada vez menor cantidad de volátiles. Durante la gasificación si la temperatura es suficientemente elevada y hay oxígeno suficiente se queman los compuestos formados en la etapa anterior, de tal modo que esta etapa se optimiza con respecto al máximo rendimiento de gas y la combustión se favorece en presencia de agentes oxidantes como aire u oxígeno, en esta etapa se pierde aproximadamente el 80% de la masa del combustible sólido. En la última etapa la fracción carbonizada que se produce en la pirólisis entra en combustión al reaccionar con el O_2 a temperaturas mayores a 400°C (Elgarahy et al., 2021; Gardiner, 1984).

8.5 MECANISMO DE LA COMBUSTIÓN

Para convertir la biomasa sólida en energía útil, es necesaria su transformación a través de la reacción de combustión. Hay tres etapas principales en el proceso de combustión:

Secado: La biomasa contiene una fracción de agua para llevar a cabo una combustión eficientemente, antes de que la combustión tenga lugar ésta humedad se debe expulsar. El calor para secar la biomasa es suministrado por la radiación que libera la flama y el calor captado por el cuerpo de la unidad de combustión.

Pirólisis: Cuando la temperatura de la biomasa seca alcanza la temperatura en el rango entre 200 °C y los 350 °C, se liberan los compuestos volátiles. Los productos de la pirólisis incluyen al monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y compuestos de mayor peso molecular (tar) los cuales condensan como líquido si hay enfriamiento. Estos gases se mezclan con el oxígeno del aire y se queman produciendo una llama amarilla. Este proceso es auto-sostenible, debido al calor liberado por los gases que se están quemando, dicho calor es aprovechado por el combustible fresco para secarse y liberar enseguida nuevos compuestos volátiles. Esta parte de la combustión se sostiene mientras se alimente oxígeno al proceso. El carbón es el material restante después de que todos los compuestos volátiles se han quemado.

Oxidación: Al rededor de los 800 °C, el carbón se oxida o se quema. De nuevo el oxígeno es requerido, en ambos casos, primero en la cama de fuego para la oxidación del carbón, y en segundo lugar, sobre la cama de fuego, donde se mezcla con CO para formar CO₂, que se libera a la atmósfera. Periodos de residencia relativamente largos del combustible en el quemador, permiten al combustible consumirse completamente. Se debe advertir que todas las etapas mencionadas pueden ocurrir al mismo tiempo.

La combustión es completa cuando el 100 por-ciento de la energía del combustible ha sido extraída. Debe haber suficiente aire en la cámara de combustión para que ocurra la combustión completa. La adición de aire en exceso, reduce la formación de CO significativamente; permitiendo que el CO reaccione con O₂. Una combustión más completa resultará en menor concentración de CO en los gases de salida (Sadaka & Johnson, 2011).

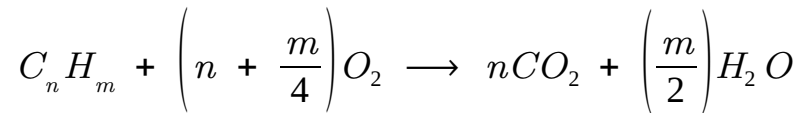
8.6 COMBUSTIÓN DE LA BIOMASA

La combustión de la biomasa es una secuencia de reacciones químicas, en la cual el carbón se oxida para convertirse en CO_2 y el hidrógeno se oxida para convertirse en H_2O . La combustión incompleta, debida a la falta de O_2 , da origen a un conjunto de sustancias no deseables. La combustión de la biomasa depende de factores como: la velocidad de flujo másico del combustible y del aire para lograr una combustión completa, temperatura de la flama y los productos de la combustión. Debido a la alta temperatura en la que ocurre la combustión, la mayoría de las reacciones de combustión, ocurren en fase gaseosa. La combustión es mantenida sólo si hay suficiente calor en los niveles necesarios para llegar a la temperatura de los gases sin quemar. Típicamente, las propiedades de combustión de la biomasa se clasifican en microscópicas y macroscópicas. Las propiedades microscópicas incluyen el análisis de datos térmicos, químicos, cinéticos y minerales del biocombustible. Por otro lado, las propiedades macroscópicas incluyen: el poder calorífico, los análisis elementales orgánicos, el contenido de humedad, el tamaño de partícula, la densidad de bulto y la temperatura de fusión de las cenizas. El análisis de la combustión, agrupa las propiedades del biocombustible en: físicas, químicas, térmicas y minerales. Las propiedades físicas tales como la densidad, porosidad y el área superficial, están relacionadas al origen de la biomasa; en tanto, las propiedades tales como la densidad de bulto, tamaño de partícula y distribución de su geometría, se relacionan con el método de preparación del biocombustible. Las propiedades químicas importantes durante la combustión del biocombustible incluye a los análisis proximales, elementales orgánicos, el poder calorífico de los compuestos volátiles, el poder calorífico superior y el análisis de productos de la pirólisis. Por otro lado las propiedades térmicas incluyen la conductividad térmica, la emisividad que varía con el contenido de humedad, el calor específico, temperatura y el grado de degradación térmica (Abuelnuor et al., 2014).

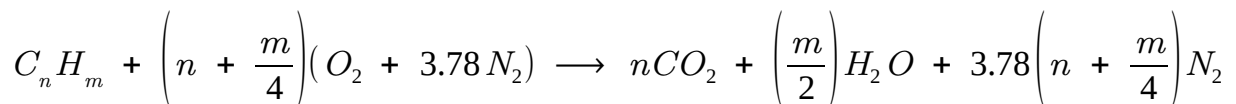
8.7 ESTEQUIMETRÍA DE LA COMBUSTIÓN

La oxidación completa de un hidrocarburo sencillo (C_nH_m), forma CO_2 a partir de todo el

C y H₂O, a partir de todo el H. Su ecuación química sería:



Incluso en el caso idealizado de la combustión completa, el conteo de todas las especies químicas en los gases de combustión, implica más que la simple medición de las emisiones de CO₂ y H₂O. Dado que al quemar un combustible en presencia de aire en lugar de oxígeno puro, la presencia de nitrógeno (N₂) en el aire puede participar en la reacción de combustión para formar productos indeseados como óxidos nitrosos (NO_x), la formación de NO₂ tiene lugar cuando la flama de combustión supera los 1727°C, aunque a esta temperatura se asegura la conversión de CO en CO₂, el control de la temperatura de la flama es necesaria para prevenir la formación de contaminantes. Además, el combustible en la mayoría de los casos, contiene trazas de otros elementos adicionales al C, los cuales se pueden transformar durante la combustión. Por ultimo, la combustión no siempre es completa, los gases de combustión pueden contener productos parcialmente quemados o sin quemar (Flagan & Seinfeld, 1988). La estequiometría para la combustión de un combustible libre de impurezas que se quema en presencia de aire esta dada por:



De este modo, por cada mol de combustible quemado, se requieren $4.78(n+m/4)$ moles de aire. La relación combustible/aire para la combustión estequiométrica de un hidrocarburo simple y sin impurezas es: $1/[4.78(n+m/4)]$. La composición molar de los productos de combustión queda determinada por:

$$y_{CO_2} = \frac{n}{4.78(n + m/4) + m/4}$$

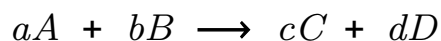
$$y_{H_2O} = \frac{m/2}{4.78(n + m/4) + m/4}$$

$$y_{N_2} = \frac{3.78(n + m/4)}{4.78(n + m/4) + m/4}$$

A menudo el combustible no sólo incluye C y H, por lo cual se requiere determinar la formula molecular a partir de los datos experimentales, es decir, los análisis elementales aportan la información para deducir la formula empírica del combustible ($C_nH_mO_pN_qS_q$) y así determinar el aire estequiométrico (Flagan & Seinfeld, 1988).

8.8 TERMODINÁMICA DE LA COMBUSTIÓN Y TEMPERATURA DE FLAMA

El estudio de la termodinámica de una reacción química de combustión es inherente al estudio de una de las propiedades fundamentales del combustible, evidentemente al quemar el combustible lo que se quiere es aprovechar su energía. Cuando se quema el combustible hay una liberación sustancial de energía en un tiempo muy corto, que conduce a un dramático incremento en la temperatura en los gases de combustión. Es común que la temperatura de la flama exceda los 2000 K. La temperatura de la flama es necesario conocerla para prevenir y controlar la formación de gases contaminantes. El estudio de la termodinámica de la reacción de combustión permite estimar la temperatura de la flama, la cual es necesaria, no sólo para evaluar el proceso de combustión en si, sino también para calcular la concentración de las especies químicas que juegan un rol importante en la formación y destrucción de gases contaminantes. Para una reacción química de combustión que ocurre en estado estable a presión constante en un reactor de flujo isotérmico, dada por:



Los flujos de alimentación y salida, son el producto de los coeficientes estequiométricos

(adimensionales) por el flujo molar (af , bf ...etc.), aplicando la primera ley de la termodinámica para el estado estable a este sistema y dividiendo entre el flujo molar (f), se tiene:

$$c \cdot h_c(T_1) + d \cdot h_d(T_1) - a \cdot h_a(T_1) - b \cdot h_b(T_1) = \frac{Q}{f}$$

La transferencia de calor por mol requerido para mantener la combustión a temperatura constante, $T = T_1$, es la entalpía de reacción, representada por $\Delta h_r(T_1)$:

$$\Delta h_r(T_1) = \frac{Q}{f} = c \cdot h_c(T_1) + d \cdot h_d(T_1) - a \cdot h_a(T_1) - b \cdot h_b(T_1)$$

Es notable que la entalpía de reacción es sólo la diferencia entre las entalpías molar de los productos y la de los reactantes, tomando en cuenta la estequiometría de la reacción. Cada especie química participa en el balance de energía con su entalpía de formación (Δh_{fi}°) definida a temperatura ($T_0 = 298 \text{ K}$) y presión ($p_0 = 1 \text{ atm}$) de referencia. Cuando se requiere evaluar el calor de reacción ($h_i^\circ(T)$) a una temperatura superior a la de referencia, por lo común en las reacciones de combustión, es necesario incorporar en el cálculo, el calor sensible debido a la diferencia entre la temperatura de interés y la de referencia:

$$h_i^\circ(T) = \int_{T_0}^T c_{p,i}(T') dT' + \Delta h_{fi}^\circ(T_0)$$

El calor sensible se puede calcular por $c_{p,i} \approx a_i + b_i T$ con buena aproximación dentro del rango de temperaturas típicas encontradas en reacciones de combustión (300 a 3000 K); para mayor precisión se puede calcular por:

$$\int_{T_0}^T c_{p,i}(T') dT' = (\Delta A) T_0(\tau-1) + \frac{(\Delta B)}{2} T_0^2(\tau^2-1) +, \dots$$

$$\frac{\Delta C}{3} T_0^3(\tau^3-1) + \frac{\Delta D}{T_0} \left(\frac{\tau-1}{\tau} \right)$$

cuando están disponibles los valores para calcular las constantes (A , B , C y D) en el rango de temperatura típico de las reacciones de combustión; donde: $\tau \equiv T/T_0$ y $\Delta A = \sum_i \nu_i A_i$, análogamente para ΔB , ΔC y ΔD .

Para la reacción de combustión en un sistema abierto la primera ley de la termodinámica queda:

$$\frac{dU}{dt} + \sum_{j, pro} f_j [h_j(T) - h_j(T_0) + \Delta h_{fj}^\circ(T_0)] -, \dots$$

$$\sum_{i, rea} f_i [h_i(T) - h_i(T_0) + \Delta h_{fi}^\circ(T_0)] = Q - W_x$$

de este modo, si se conocen la composición química y las propiedades termodinámicas del combustible, permite calcular los cambios de temperatura, la transferencia de calor o el trabajo efectuado en el sistema de combustión (Flagan & Seinfeld, 1988). Cuando no se tiene conocimiento de la composición química del combustible se debe confiar en los análisis elementales para determinar la formula mínima. La entalpía de la reacción de combustión convenientemente se determina por calorimetría a temperatura T_1 (entre 288 y 298 K) y los resultados comúnmente se reportan en unidades de energía por unidad de masa (p.e. MJ kg⁻¹), para realizar los cálculos de la química de la combustión es conveniente convertir la entalpía específica ($\Delta \bar{h}_c$) en entalpía molar (Δh_c) usando el peso molecular del combustible (M_f):

$$\Delta h_c(T_1) = M_f \Delta \bar{h}_c(T_1)$$

El término *poder calorífico* ($-\Delta \bar{h}_c$) es usado para denominar al calor liberado por la reacción de combustión. En tanto el término *poder calorífico superior* (PCS), se refiere al calor de reacción que incluye el calor latente de condensación ($-\Delta \bar{h}_{cn, H_2O}$) del agua formada en la combustión (-44 000 J/mol), cuando el agua lo cede al condensarse en el recipiente del calorímetro, éste calor se recupera y contabiliza en el PCS:

$$PCS = -\Delta \bar{h}_c(T_1) - \Delta \bar{h}_{cn, H_2O}$$

Para que el agua generada durante la combustión se mantenga en estado vapor, esta usa una porción de calor de la energía liberada por la reacción; mientras el agua se mantenga en tal estado, al valor del calor liberado por la reacción de combustión se le denomina *poder calorífico inferior* (PCI). En tanto sea conocido el valor del poder calorífico, una adecuada estimación de la entalpía de formación efectiva es posible; en términos molares se puede calcular por:

$$\Delta h_c(T_1) = \sum_{i, pro} \frac{f_i}{f_{comb}} \Delta h_{f,i}^\circ(T_1) - \frac{f_{O_2}}{f_{comb}} \Delta h_{f,O_2}^\circ(T_1) - \Delta h_{f,comb}^\circ(T_1)$$

Con esta información, es posible calcular la temperatura de la flama (Flagan & Seinfeld, 1988). En la tabla 3 se presentan los compuestos que participan comúnmente en la reacción de combustión, con sus respectivos calores de formación.

Tabla 3 Calores de formación de algunas sustancias importantes en la combustión.

COMPUESTO	CALOR DE FORMACIÓN (KJ/mol,@298K)	REFERENCIA
H ₂ O	-241.5	(Basu, 2010)
CO ₂	-393.5	(Basu, 2010)
CO	-110.6	(Basu, 2010)
CH ₄	-74.8	(Basu, 2010)
O ₂	0	(Basu, 2010)

NH ₃	-82.5	(Basu, 2010)
NO ₂	33.143	(Flagan & Seinfeld, 1988)
SO ₂	-297.269	(Flagan & Seinfeld, 1988)
H ₂ S	-20.447	(Flagan & Seinfeld, 1988)

8.9 EQUILIBRIO QUÍMICO

La combustión completa que ocurre con una alimentación pobre de combustible y una cantidad de aire estequiométrica, usualmente produce especies químicas estables (CO₂, H₂O, O₂ y N₂) cuando la temperatura está por debajo de 1250 K; bajo estas condiciones, es suficiente hacer un balance elemental para determinar las concentraciones de los productos de la combustión. Sin embargo, no siempre sucede que la temperatura esté por debajo de 1250 K, más bien, se alcanzan temperaturas mayores donde las especies químicas que son estables a temperatura ambiente se disocian a altas temperaturas, como las siguientes:



de tal modo que, el CO, el H₂ y otras especies químicas reducidas, pueden estar presentes a pesar de existir suficiente oxígeno para llevar a cabo la combustión completa. La concentración de estas especies químicas se determina por el balance entre las reacciones que conducen a la formación de estas y las reacciones donde se consumen. La temperatura del sistema de combustión es muy inusual conocerla; la temperatura de flama adiabática es con frecuencia, un buen estimado de la temperatura máxima alcanzada durante la combustión, siempre que se tengan en cuenta los equilibrios de reacción. Para una combustión estequiométrica, en el equilibrio químico, permanece sin reaccionar una cantidad sustancial de CO e H₂, y esa combustión incompleta reduce la temperatura de flama adiabática por cerca de 100K. El equilibrio químico nos provee de la primera idea de las condiciones que favorecen la formación de contaminantes. La formación de óxido nítrico a partir de N₂ y O₂,



es altamente endotérmico. Debido a la gran cantidad de calor de reacción, la formación de NO se favorece solamente cuando se alcanzan las temperaturas más altas. El nivel de NO en equilibrio disminuye en una combustión rica en combustible, debido al efecto combinado del descenso simultáneo de temperatura y concentración de oxígeno. La composición en equilibrio de los gases de combustión es una función que depende fuertemente de la temperatura. La relación equivalente, ϕ , se define como la relación combustible/aire (m_f / m_a) normalizada con respecto a la relación estequiométrica combustible/aire (m_f / m_a)_s (Susastriawan et al., 2017),

$$\phi = \frac{m_f / m_a}{(m_f / m_a)_s}$$

La mezcla de productos de combustión varía en función de la relación equivalente, la combustión puede ser completa bajo condiciones de combustible pobre (aire en exceso, $\phi < 1$) con algo de oxígeno remanente en los productos de combustión (Flagan & Seinfeld, 1988).

8.10 GASIFICACIÓN DE LA BIOMASA

La operación de gasificación es un proceso termoquímico ampliamente empleado para la transformación de la biomasa vegetal en un producto de alto valor energético (combustibles líquidos y gaseosos, principalmente), el producto principal de la gasificación es el gas de síntesis (syngas, por sus vocablos en inglés); típicamente la gasificación se ha usado para transformar el carbón en syngas. Este producto tiene la virtud de poder usarse directamente en turbinas de gas. La gasificación, es una reacción endotérmica, donde las moléculas poliméricas de la biomasa se descomponen en presencia de algún agente oxidante (p.e. aire, vapor, O₂, CO₂, o una mezcla de estos) con bajas emisiones de NO_x en comparación con la combustión convencional. Esta consiste de cuatro etapas principales, que incluyen: (i) el secado,

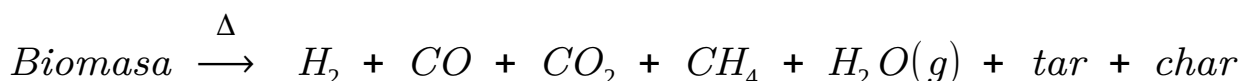
(ii) la pirólisis, (iii) la oxidación, y (iv) las reacciones de reducción. Las reacciones detalladas se presentan en la tabla 4.

Tabla 4 Reacciones importantes durante la gasificación (Dhanavath et al., 2018; Flagan & Seinfeld, 1988).

No. de Reacción.	Nombre de la reacción	Reacción química.	ΔH , (KJ/mol).
R ₁	Combustión completa del carbón	$C + O_2 \rightarrow CO_2$	-394.08
R ₂	Combustión parcial del carbón	$C + 0.5O_2 \rightarrow CO$	-110.52
R ₃	Boudouard	$CO_2 + C \rightarrow 2CO$	163.1
R ₄	Hidrólisis	$C + H_2O \rightleftharpoons CO + H_2$	120.6
R ₅	Combustión del monóxido de carbono	$CO + 0.5O_2 \rightleftharpoons CO_2$	-282.98
R ₆	Combustión del hidrógeno	$H_2 + 0.5O_2 \rightleftharpoons H_2O$	-241.81
R ₇	Desplazamiento del agua en gas	$CO + H_2O \rightleftharpoons CO_2 + H_2$	-41.16
R ₈	Metanación	$C + 2H_2 \rightarrow CH_4$	-74.98
R ₉	Reformado metano-vapor	$CH_4 + H_2O \rightleftharpoons CO + 3H_2$	206
R ₁₀	Formación del ácido sulfhídrico	$H_2 + S \rightleftharpoons H_2S$	-20.45
R ₁₁	Formación del amoníaco	$N_2 + 3H_2 \rightleftharpoons 2NH_3$	-92.22

(i) Etapa de secado: En esta etapa la biomasa se deshidrata cuando se calienta hasta 150 °C, el vapor de agua desciende y se mezcla con los gases en la zona de oxidación.

(ii) Etapa de la Pirólisis: Esta etapa tiene lugar a temperaturas entre 250 y 700 °C. Las moléculas de gran tamaño en la biomasa se fraccionan para formar moléculas de peso molecular más bajo. El producto principal es en su mayoría el gas de pirólisis, aunque también hay formación de productos líquidos y sólidos en pequeñas cantidad. El gas de pirólisis es una mezcla de gases incondensables (H_2 , CO_2 , CH_4 , C_2 , C_3) acompañados de trazas de gases inertes y ácidos. Hay varios factores críticos que inciden sobre esta etapa (la biomasa, la composición, la temperatura de reacción, el tipo de reactor, y el tiempo de residencia). El mecanismo de reacción se describe por medio de la siguiente reacción:

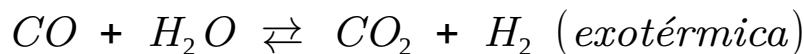


(iii) Etapa de la oxidación: Esta etapa proporciona toda la energía necesaria para mantener el proceso de gasificación a una temperatura deseada. La oxidación debe hacerse a baja concentración de oxígeno para realizar una oxidación parcial. Las

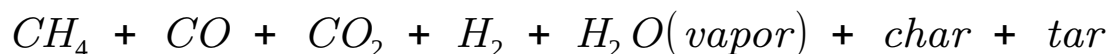
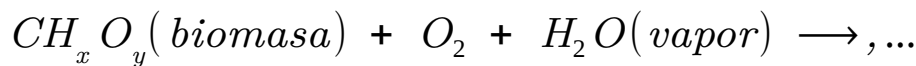
reacciones más importantes de esta etapa son:



(iv) Etapa de la reducción: Todos los productos de la etapa previa están incluidos en la etapa de reducción. El gas de síntesis final se forma haciendo reaccionar la mezcla de gases producida antes y las reacciones del núcleo de carbón sólido que ocurren en la etapa de reducción son:



Durante la etapa de reducción, la temperatura controla el tipo y calidad de syngas formado. Las altas temperaturas promueven la oxidación del carbón y minimizan la formación de alquitrán. En contraste, la temperatura aumenta la posibilidad de sinterizar las cenizas y disminuir el poder calorífico del syngas. A gran escala, las temperaturas de gasificación están entre 800 y 1100 °C. Un ambiente rico en oxígeno durante la gasificación, la temperatura alcanza entre 500 y 1600 °C. El mecanismo global de la gasificación se puede describir por medio de la siguiente ecuación (Elgarahy et al., 2021):



IX.-MATERIALES Y METODOLOGÍA

9.1 DIAGRAMA CONCEPTUAL DEL PROYECTO

La metodología conceptual para el desarrollo de este trabajo se presenta en la figura 1.

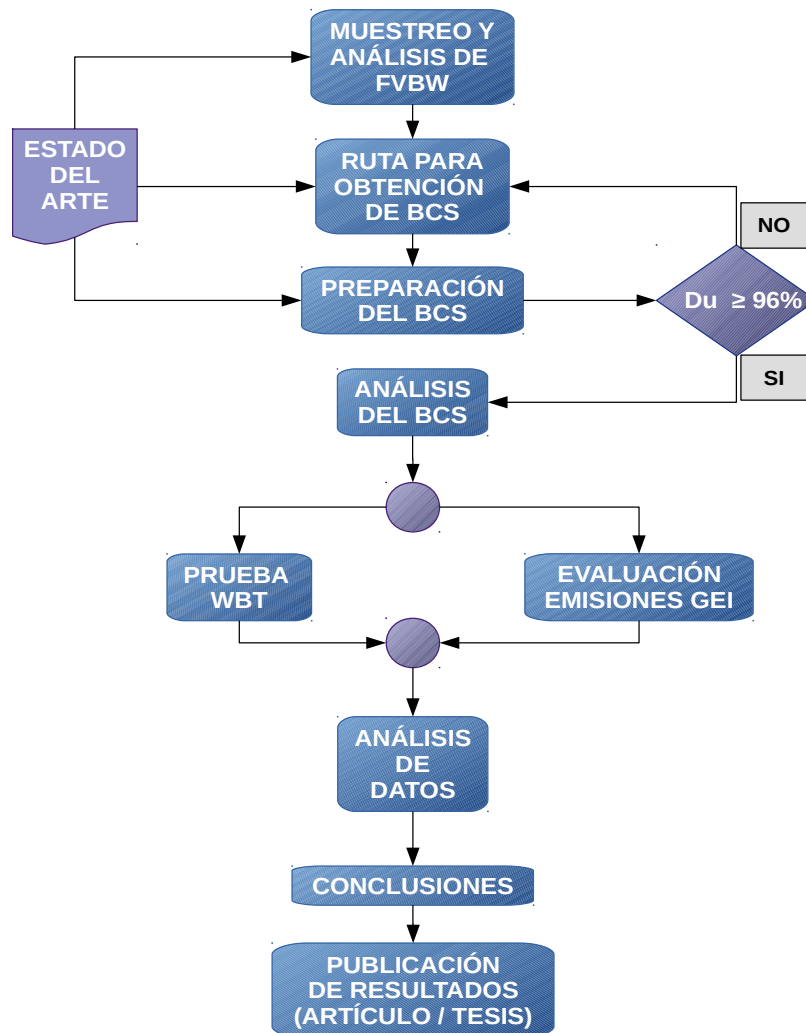


Figura 1: Diagrama general de la metodología

El diseño de esta investigación, es del tipo transversal correlacional-causal, adecuado para el objetivo planteado, la dimensión temporal y la naturaleza del estudio

(Hernández Sampieri et al., 2010). Su alcance se centra en explorar las características físicas (composición física, cantidad y tipo de sustrato) y químicas (composición estructural, proximal y elemental) de los FVBW en un punto específico del tiempo. Además, se analiza el efecto de estas propiedades sobre el PC y la correlación existente entre las propiedades químicas y el PC. Finalmente, se analizan las propiedades de los pellets y se describen cualitativa y cuantitativamente las emisiones gaseosas producidas por estos, basándose en las propiedades de los FVBW. La metodología esta dividida en dos etapas, durante la primera etapa (figura 2) del proyecto se desarrollará el biocombustible sólido por densificado de los FVBW.



Figura 2: Caracterización de FVBW y obtención de Pellets. (S : tamaño de malla, M: humedad (%))

La primera parte de la metodología consistió en la recolección de FVBW, obtenidos de

una ruta privada de recolección que opera de la zona sur-poniente de la ciudad de Morelia. Los residuos fueron colectados, separados, y caracterizados por: contenido de humedad, composición física, composición estructural, proximal, química orgánica elemental y determinación de grupos funcionales. Se sometieron a secado solar, molienda y pelletizado, para abordar la siguiente etapa del proyecto. En la segunda etapa (figura 3) se evaluó el desempeño energético del biocombustible en un gasificador de biomasa, mientras se efectuó la prueba estandarizada de ebullición del agua, y a su vez se midieron las emisiones gaseosas.

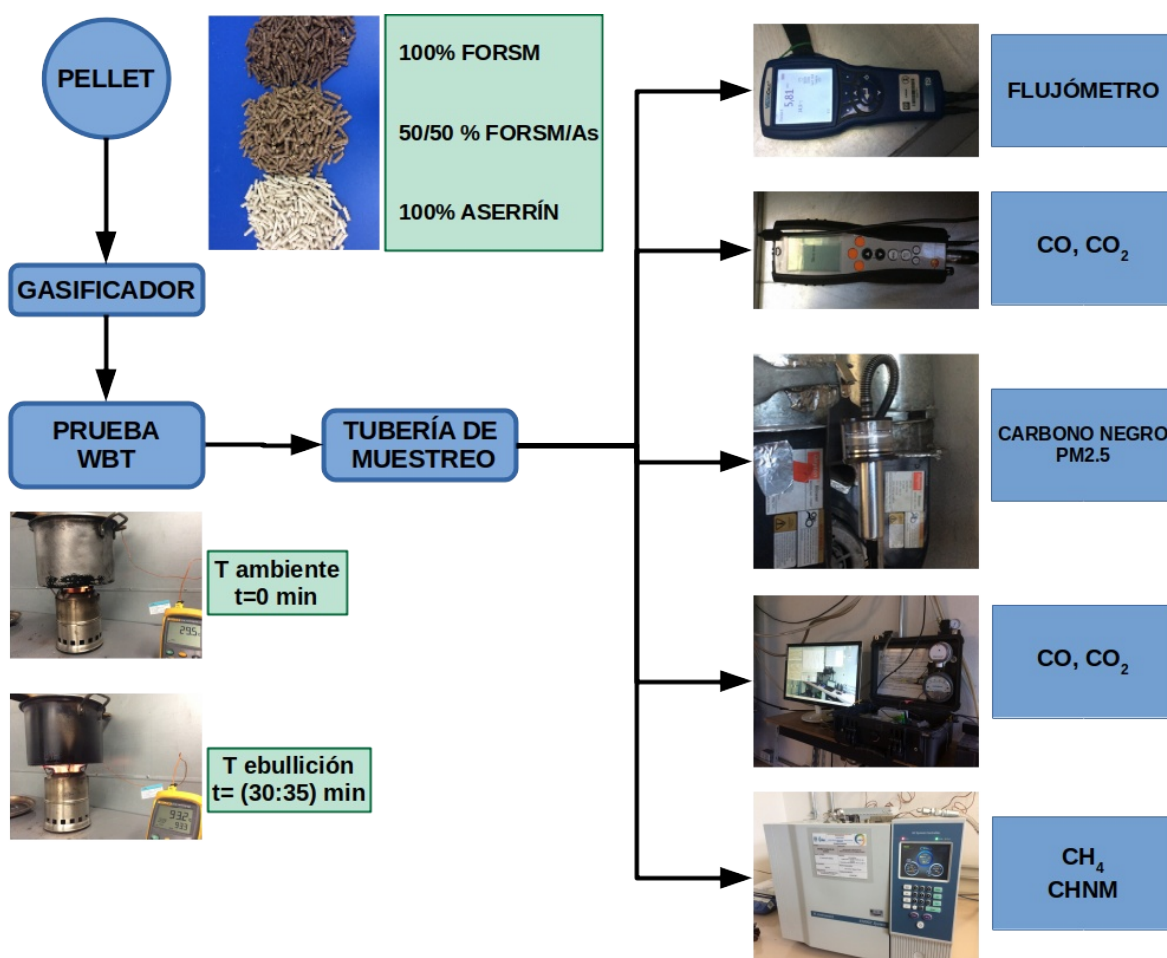


Figura 3: Metodología para el muestreo y la evaluación de emisiones de GEI

9.2 MUESTREO Y ACONDICIONAMIENTO DE LOS BIORESIDUOS

El muestreo de los FVBW se realizó durante la tercera semana de mayo del año 2019,

el área de muestreo se eligió aleatoriamente, ésta pertenece al estrato socio-económico medio-bajo, según la clasificación de estratos indicados por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información (INEGI, 2017), se localiza al sur-poniente de la ciudad de Morelia, Michoacán, México. Se colectaron aleatoriamente muestras durante siete días, con un promedio de 5 kg de FVBW de origen vegetal, y se almacenaron a 4 °C a lo largo del muestreo. Una vez descongeladas las muestras, se pesaron tres kilogramos de cada recolección y se separaron en siete lotes, de acuerdo con el día de recolección. Los componentes de dimensiones mayores a 0.0254 m de ancho, 0.0508 m de largo y de 0.005 m de espesor, se trozaron de acuerdo con la metodología descrita en el reporte técnico (NREL/TP-510-42620, 2008). El muestreo aplicado en la recolección de los FVBW es comparable al realizado por Pavi et al., (2017). Para la realización del muestreo se consideró lo siguiente: es inviable realizar el muestreo en el tiradero de basura; dado que, el proceso de oxidación no se detiene y tan pronto llegan los FVBW al tiradero se favorece la degradación de la materia orgánica; en el ambiente natural las bacterias y los hongos usan la materia orgánica como nutrientes (Bajwa et al., 2018), se contamina, se modifican las propiedades originales y se compromete la integridad de su composición química (Pavi et al., 2017). Específicamente para los FVBW que genera la ciudad de Morelia no está definida una metodología para su muestreo, entre el punto de generación y el de su confinamiento final. Otro factor que se consideró fue la percepción de inseguridad de la ciudadanía, lo que impide realizar el muestreo en el punto de generación, como lo indican las normas NMX-AA-61-1985 (SCFI, 1985), y DGN-AA-15-1975 (SIC, 1975).

9.3 SECADO DE LAS MUESTRAS

Los lotes de muestras se colocaron cada uno, sobre una superficie metálica de 0.9 m x 0.6 m, de largo y ancho, respectivamente; se extendieron uniformemente y se expusieron al sol durante 10 h (de 9 h a 19 h) entre los meses de junio y julio del año 2019, por 16 días. Dentro de dicho periodo se registró el máximo de humedad relativa de 77.25%, temperatura de 47 °C al sol y 32 °C a la sombra, velocidad máxima del

viento 19.3 Km/h. Cada día se midió la masa de cada lote en una báscula digital con capacidad de 5 kg y precisión de 0.01 g. En todos los lotes, bajo las condiciones señaladas cada curva de secado sólo exhibe la etapa de velocidad decreciente a condiciones ambientales y el proceso de secado ocurre en estado no estacionario. Dada la naturaleza de la biomasa que conforma cada lote, se tienen diferentes áreas superficiales y variación en el porcentaje de humedad base húmeda. La masa de sólido seco en cada lote, se determinó de acuerdo con el método del estándar (ASTM D4442-92, 1992).

9.4 ANÁLISIS DE LA INTERACCIÓN ENTRE LA HUMEDAD INICIAL Y EL ÁREA SOBRE LA VELOCIDAD DE SECADO

El comportamiento de los datos experimentales de N en función de A y M_0 para cada lote se analizó en base a modelos matemáticos de superficie (Ec. 1):

$$N(A, M_0) = a_1 A^2 + a_2 A \cdot M_0 + a_3 M_0^2 + a_4 A + a_5 M_0 + a_6 \quad Ec(1)$$

las constantes de cada modelo se estimaron para tres instantes clave del experimento, los cálculos se realizaron en el paquete científico Octave© (Eaton et al., 2022); en cada lote, 1) al inicio cuando cada lote de biomasa presenta el máximo contenido de humedad inicial, 2) a los cinco días, cuando se alcanza el contenido de humedad idóneo para prevenir la descomposición de la biomasa y 3) al final del experimento cuando se alcanza el contenido de humedad en equilibrio. Se calculó R^2 para cada modelo, como criterio para determinar la efectividad de su ajuste con los datos experimentales.

9.5 MODELOS SEMITEÓRICOS DE SECADO

Se evaluaron ocho modelos empíricos empleados en el estudio de procesos de secado aplicado a otros tipos de biomasa, por Arslan & Musa, (2010) en el secado de rebanadas de cebolla; por Erbay & Filiz, (2010) en el estudio del secado de láminas

delgadas de alimentos; Gaibor et al., (2016) en el secado de caña de maíz; por Inyang et al., (2018) en el estudio de modelos para técnicas de secado de alimentos y Wakchaure et al., (2010) en el secado de hongo común (*Agaricus bisporus*). Los modelos de la tabla 5 se ajustaron a partir de los resultados experimentales de MR contra el tiempo; las constantes adimensionales y de secado se estimaron por mínimos cuadrados no lineales utilizando el algoritmo de Levenberg-Marquardt (Gavin, 2022; Levenberg, 1944).

Tabla 5 Modelos empíricos de secado

Modelo	Nombre del modelo	Ecuación	Referencia
1	Handerson&Pabis	$MR = a \cdot e^{-k \cdot t}$	(Henderson & Pabis, 1961)
2	Newton/Lewis	$MR = e^{-k \cdot t}$	(Lewis, 1921)
3	Page	$MR = e^{-k \cdot t^n}$	(Page, 1949)
4	Parabolic Model	$MR = a + b \cdot t + c \cdot t^2$	(G. P. Sharma & Prasad, 2004)
5	Logarithmic	$MR = a \cdot e^{-k \cdot t} + c$	(Yaldyz & Ertekyn, 2001)
6	Two Term	$MR = a \cdot e^{-k_0 \cdot t} + b \cdot e^{-k_1 \cdot t}$	(Henderson, 1974)
7	Wang&Singh	$MR = 1 + a \cdot t + b \cdot t^2$	(Ozdemir & Devres, 1999)
8	Midilli	$MR = a \cdot e^{-k \cdot t^n} + b \cdot t$	(Midilli et al., 2002)

a, b, c, n constantes de secado adimensionales; k, k_0, k_1 , constantes de la velocidad de secado ($1/h$).

9.6 MODELO DE SECADO BASADO EN EL COEFICIENTE EFECTIVO DE DIFUSIVIDAD

Se aplicó la segunda ley de Fick en una dimensión (Eq. 1) (Brodkey & Hershey, 1988; Crank, 1975) :

$$\frac{\partial MR}{\partial t} = D_{eff} \frac{\partial^2 MR}{\partial x^2} \quad \text{Ec(2)}$$

Donde:

MR: Razón de humedad adimensional,

t: Tiempo de secado

x: Distancia en la dirección de transporte de MR.

D_{eff} : Coeficiente efectivo de difusividad.

Para un cuerpo en forma de lámina rectangular con espesor de 2L y plano simétrico en $x=0$ se tienen las condiciones iniciales (i) y de frontera (ii, iii):

$$(i) \quad t = 0, \quad 0 < x < L, \quad M = M_0$$

$$(ii) \quad t > 0, \quad x = 0, \quad \frac{\partial M}{\partial x} = 0$$

$$(iii) \quad t > 0, \quad x = L, \quad M = M_e$$

Donde:

M_0 : Contenido de humedad inicial,

M_e : Contenido de humedad en equilibrio,

M : Contenido de humedad en cualquier instante.

La ecuación 2 se resuelve por series de potencias, cuando la transferencia interna de masa es el mecanismo controlante de transporte en una dimensión, asumiendo una losa infinita (Ec 2) (Crank, 1975):

$$MR = \frac{8}{\pi^2} \sum_{i=0}^{\infty} \frac{1}{(2i+1)^2} \exp \left[\frac{-\pi^2 (2i+1)^2}{4 L_0^2} D_{eff} \cdot t \right] \quad \text{Ec(3)}$$

cuando $i=0$ y el proceso de secado ocurre en estado transitorio, se obtiene la ecuación (4) (Pisalkar et al., 2014):

$$MR = \frac{8}{\pi^2} \exp \left[\frac{-\pi^2}{4 L_0^2} D_{eff} \cdot t \right] \quad \text{Ec(4)}$$

De acuerdo con (Lewis, 1921), (Cai et al., 2017) y (Derossi et al., 2011); MR se expresa de la siguiente forma:

$$MR = \frac{(M - M_e)}{(M_0 - M_e)} \quad \text{Ec(5)}$$

sustituyendo MR de la ecuación (5) en la (4) se obtiene la ecuación 6:

$$MR = \frac{(M - M_e)}{(M_0 - M_e)} = \frac{8}{\pi^2} \exp \left[\frac{-\pi^2}{4 L_0^2} D_{eff} \cdot t \right] \quad (6)$$

Finalmente, aplicando logaritmos a la ecuación (6), se obtiene la ecuación (7):

$$\ln MR = \ln \left[\frac{8}{\pi^2} \right] - \left[\frac{\pi^2}{4 L_0^2} D_{eff} \cdot t \right] \quad \text{Ec(8)}$$

9.7 ANÁLISIS FISICOQUÍMICOS DE LOS BIORESIDUOS

La caracterización de los FVBW, se realizó tanto por técnicas instrumentales como por analíticas. El análisis químico cualitativo se llevó a cabo por la técnica de espectroscopía infrarroja con transformada rápida de Fourier, en un equipo Perkin Elmer 400, se obtuvieron espectros de absorbancia en un rango de número de onda de 4000cm⁻¹ a 650cm⁻¹ con cuatro barridos. Para los análisis proximales, el contenido de materia volátil se evaluó siguiendo la metodología ASTM E872-82, (2013) y el contenido de cenizas se evaluó por la norma UNE-EN 14775, (2010), el contenido de carbono fijo se calculó por diferencia. El análisis químico cuantitativo de lignocelulósicos determinó la concentración de lignina, celulosa y hemicelulosa usando α -amylosa (Van Soest et al., 1991), el contenido de otras sustancias (extraíbles) se calculó por diferencia ajustando el contenido de cenizas. El análisis elemental orgánico (CNHS) se realizó en un equipo Thermo Fisher Scientific, Flash 2000, por la técnica

Dumas (C. Gerhardt GmbH & Co KG, 2021; Simonne et al., 1997). El poder calorífico (PC) de cada componente de los FVBW se determinó en una bomba calorimétrica Parr 6772, siguiendo la metodología del estándar EN 14918:2009.

9.8 CONDICIONES DE PELLETIZADO Y ANÁLISIS DE SUS PROPIEDADES

El densificado de la biomasa se llevó a cabo en un pelletizador marca Melko Co., tipo ZLSP 200 C (Pellet Mill); con capacidad para procesar de 80 a 120 kg/h de biomasa; equipado con un motor de 7.5 kW de potencia; dado circular y troqueles de 6 mm de diámetro por 31.75 mm de profundidad. La temperatura de operación (90 °C) se midió en la pared exterior del cuerpo del equipo justo en la posición del dado; el equipo no está provisto de sensores para monitorear la temperatura del dado; el valor típico de la temperatura en el dado se encuentra en el rango de 100 a 110 °C (Tumuluru, 2014). La biomasa presentó el tamaño de partícula en el rango de 200 a 1000 μm (malla hasta 200: $0.44 \pm 0.40\%$; malla 200 – 400: $31.13 \pm 6.74\%$; malla 400 – 500: $44.89 \pm 0.96\%$; malla 500-1000: $23.52 \pm 6.23\%$). Se alimentaron 5.2 kg de biomasa con 18% de humedad base húmeda (b. h.), a la temperatura ambiente (18 °C). La durabilidad de los pellets se determinó aplicando la metodología descrita en el estándar UNE-EN ISO 17831-1, (2016). La densidad unitaria del pellet se determinó aplicando el método reportado previamente por Stelte et al., (2011). La densidad de bulto se determinó aplicando el método reportado previamente por Unpinit et al., (2015). Las dimensiones de los pellets se midieron con un vernier analógico marca Scala, de 18 cm de longitud máxima y precisión de 0.1 mm. El poder calorífico de los pellets se determinó en una bomba calorimétrica marca Parr modelo 6100, siguiendo la metodología del estándar UNE-EN ISO 18125, (2018).

9.9 DESEMPEÑO ENERGÉTICO DE LOS PELLETS

El desempeño energético de los pellets (de aserrín y P-FVBW) se llevó a cabo en un gasificador de tiro natural marca CANWAY, mientras se corría la prueba del punto de

ebullición del agua (WBT, por sus siglas en ingles) (De La Hoz & González, 2020; *WBT*, 2014). Se pesaron muestras de 250 g de cada tipo de pellet; de las cuales, 30 g de pellets se sumergieron previamente en alcohol isopropílico, para actuar como iniciador. La muestra total de pellet estuvo dentro de la capacidad máxima de carga del gasificador. Se realizaron cinco ensayos por tipo de pellet. Los parámetros monitoreados fueron: el tiempo para alcanzar el punto de ebullición del agua, la potencia, la eficiencia térmica; simultáneamente se realizó la evaluación de los gases de emisión y se determinaron sus factores de emisión (CO , CO_2 , NO_x , SO_2 , CH_4 , HCNM , BC y $\text{PM}_{2.5}$).

9.10 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

9.10.1 Composición física de los FVBW

La variación de los datos de la concentración física de cada componente de las muestras de FVBW se reportaron por lotes y en diagramas de caja y bigote de cada componente.

9.10.2 Efectividad de los modelos de secado

Se evaluó la efectividad del modelo Fickiano y de los modelos semi-teóricos de la tabla 5, para predecir el valor de la velocidad de secado; se calculó el coeficiente de determinación (R^2), la chi cuadrada reducida (χ^2) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE) para cada modelo; el valor más alto de R^2 y los más bajos de χ^2 y de RMSE se aplicaron como criterio para definir el modelo matemático que mejor ajustó a los datos experimentales.

9.10.3 Variación de N entre lotes respecto de A- M_0

La comparación entre lotes de sus medias de velocidad de secado (N), respecto del área de secado (A) y el contenido de humedad inicial (M_0), se analizó con estadística inferencial, por la prueba de Kruskal-Wallis con cinco gl y $\alpha=0.05$.

9.10.4 Dispersión y correlación de los datos de CLC y su efecto sobre el PC

El análisis estadístico de los datos de la concentración de los compuestos

lignocelulósicos (CLC) se efectuó por medidas de tendencia central; la dispersión muestral de los datos de la concentración de CLC se evaluó por tres métodos: a) la regla básica del intervalo, b) la regla empírica para datos con distribución normal y c) el teorema de Chebyshev; y se compararon con los resultados obtenidos por la regla de la cuarta dispersión. Se estimaron los intervalos de confianza (IC) para un nivel de confianza del 95%, por la técnica bootstrap para cualquier distribución, con las rutinas `bootstrap` y `bootci` (Charles, 2023) implementadas en Octave®, la media muestral se estimó para siete observaciones un nivel de réplicas 7000, se calculó el sesgo entre la media muestral y la media de la distribución bootstrap como criterio para determinar la precisión de ésta; dado el limitado tamaño de la muestra experimental, el desconocimiento del tipo de distribución de la población y los parámetros de ésta (la media, μ y la varianza, σ^2). Se determinaron las correlaciones lineales entre los CLC y el PC, el coeficiente de Pearson y el valor-p, con $n = 7$ y $\alpha = 0.05$, se usaron como criterios para identificar las correlaciones lineales significativas.

9.10.5 Efecto de la concentración de los proximales sobre PCS

Se analizó la correlación entre el PC y el contenido de proximales a partir del coeficiente de Pearson y su valor-p, con $n = 7$ y $\alpha = 0.05$, como criterios para definir las relaciones significativas entre el contenido de proximales y el valor de PC. Se analizó el efecto del contenido de CF, MV y CS sobre el PC de los FVBW, a través del ajuste de los datos experimentales de PC en función de los proximales (CF, MV, y CS) a un modelo de superficie (tabla 6):

Tabla 6 Modelos de superficie, PC en función de los proximales.

FUNCIÓN	MODELO
$PC(CF,CS)$	$\beta_0 + \beta_1 \cdot CF + \beta_2 \cdot CS + \beta_3 \cdot CF^2 + \beta_4 \cdot CS^2 + \beta_5 \cdot CF \cdot CS$
$PC(MV,CS)$	$\beta_0 + \beta_1 \cdot MV + \beta_2 \cdot CS + \beta_3 \cdot MV^2 + \beta_4 \cdot CS^2 + \beta_5 \cdot MV \cdot CS$
$PC(CF,MV)$	$\beta_0 + \beta_1 \cdot CF + \beta_2 \cdot MV + \beta_3 \cdot CF^2 + \beta_4 \cdot MV^2 + \beta_5 \cdot CF \cdot MV$

El ajuste de los datos experimentales al modelo de superficie y sus gráficas, se escribieron en el lenguaje del paquete de cálculo numérico Octave®. Los parámetros

estadísticos R^2 , y el valor-p ($\alpha=0.05$, $n = 7$) se usaron como criterio para determinar la efectividad de ajuste de cada modelo para predecir los valores experimentales de PC.

9.10.6 Efecto del contenido de los elementos químicos orgánicos sobre PC

Se analizó la correlación entre el contenido de los elementos químicos orgánicos y el PC, el coeficiente de Pearson y el valor-p con $n = 14$ y $\alpha = 0.05$, se usaron para identificar las correlaciones lineales significativas. Se analizó el contenido de elementos químicos orgánicos entre los grupos de sustratos de frutas y los de verduras, así como el PC.

9.10.7 Correlación de la T_{ad} y la razón atómica de elementales

Se analizó la correlación entre la temperatura adiabática de flama y la razón atómica de los elementos químicos orgánicos, el coeficiente de Pearson y el valor-p con $n = 14$ y $\alpha = 0.05$, se usaron para identificar las correlaciones lineales significativas.

9.10.8 Respuesta de la T_{ad} en términos de las interacciones de elementales

Se analizó la respuesta de la temperatura adiabática de flama en términos de las interacciones de las razones atómicas de los elementos químicos orgánicos por medio de modelos de superficie.

9.10.9 Análisis del desempeño energético de los pellets

Se analizaron las diferencias entre medias de los resultados del desempeño energético de los pellets de FVBW y los de aserrín de pino, por medio de la prueba-t, con $n = 5$ y $\alpha = 0.05$.

9.10.10 Análisis de las emisiones gaseosas de los pellets

Los resultados de los factores de emisión de los pellets de FVBW se compararon estadísticamente con los de los pellets de aserrín de pino, por medio de la prueba-t, con $n = 5$ y $\alpha = 0.05$.

X.-RESULTADOS Y DISCUSIÓN

10.1 MUESTREO DE LOS BIORESIDUOS

La caracterización de los BRD sólo puede llevarse a cabo eficazmente antes de que la actividad microbiana dé inicio a la fermentación (Singh et al., 2017). La obtención de residuos se realizó a través de un operador de servicio particular recolector de residuos municipales, que atiende la zona comprendida por las colonias Valladolid, Alcalde Ignacio Pérez, Agustín Arriaga Rivera, Lomas del Valle, Rector Hidalgo y Jaujilla, se aprecia que los rasgos socioeconómicos corresponden a clase media y algunas zonas es baja, se localizan al sur-poniente de la ciudad de Morelia, Mich. al interior del circuito periférico. En estas colonias ocurren negocios del sector restaurantero así como botanero. En la Figura 4 se presenta el croquis de localización de la zona descrita, marcado con un círculo relleno de color anaranjado.

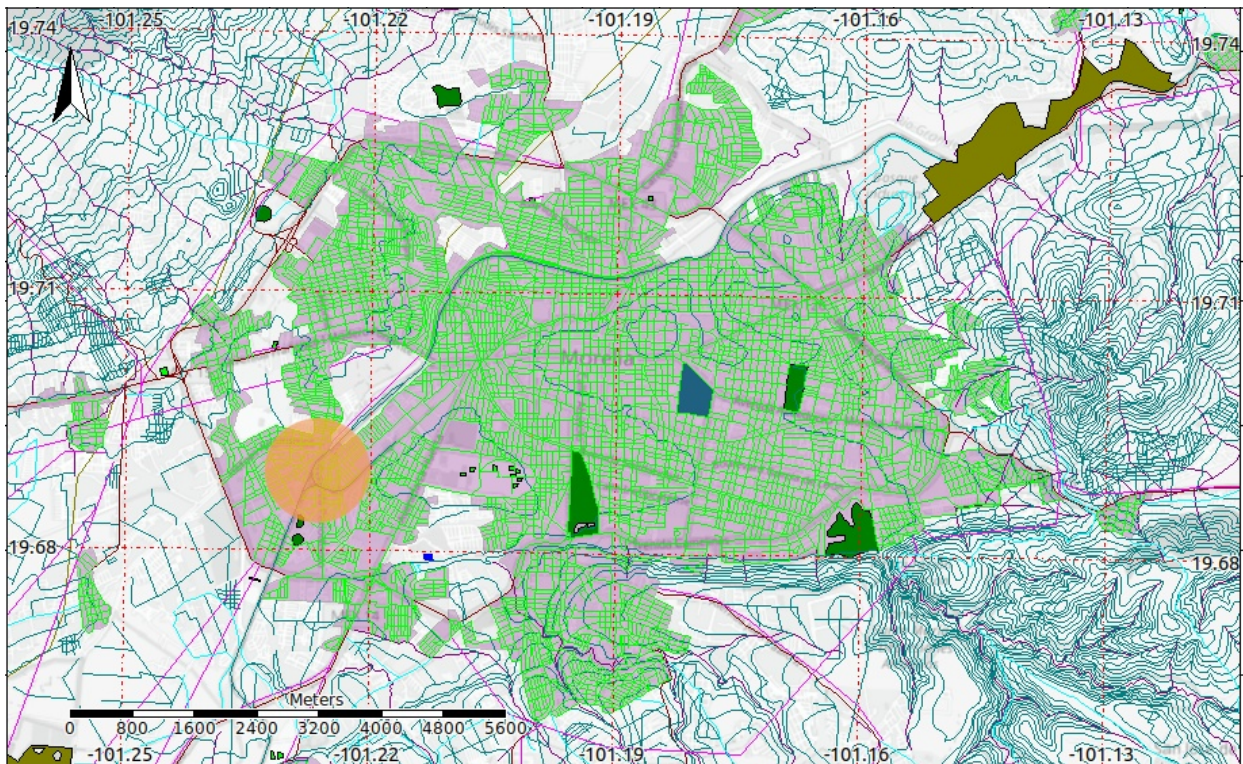


Figura 4: Área de la ciudad de Morelia, Mich., donde se realizó el muestreo de FVBW.

Las muestras de FVBW presentaban ligero olor típico de fermentación y lixiviados pero

sin materiales putrefactos y relativamente frescos, se eliminó el lixiviado y la materia extraña, antes de procesarlas en el laboratorio, se expusieron 24 h a la intemperie para inactivar el proceso de oxidación y remover la humedad superficial debida a los lixiviados.

10.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS DE BIORESIDUOS

La segregación por tipo de sustrato que integran los FVBW, permitió identificar la heterogeneidad de las muestras de cada recolección; para cada una de estas muestras se reportaron los porcentajes máscicos de todos sus componentes, como se puede ver en la tabla 7. La caracterización cuantitativa y cualitativa de los componentes de la biomasa es necesaria para determinar su aplicación (Singh et al., 2017). En todo caso, se observa variabilidad en la composición física de las muestras de cada lote, no presentan ninguna tendencia por componente o por lote.

Tabla 7 Composición porcentual máscica de FVBW en cada lote.

FVBW	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7
Aguacate	37.4	40.5	6.6	9.1	0.7	7.4	8.7
Brócoli			29.2	1.4		0.8	9.8
Cebolla			2.1	3.6	2.6	3.2	0.8
Chile		0.9					0.2
Cilantro	11.9	3.9		2.3	30.4	7.5	0.5
Semilla de Aguacate	22.5	42.5	4.7	5.0			3.2
Corona de Piña	2.2				1.5	15.7	4.9
Jitomate						1	0.3
Lechuga	1.5	0.8	13.7	3.6	4	1.9	3.1
Limón			1.2	4.6	0.6	3.8	4.3
Materia Extraña	3.5	0.5		1.6	0.3	1	0.3
Melón		0.3					
Naranja	4.4	0.5					
Papa			19.8	21.3	3.4	5.8	28
Pepino			6.6	7.2	10	11.3	10.2
Piña	7.2	0.2		17.3	10.2		
Plátano	9.3	10				1.1	3
Repollo						12.2	0.5
Tomate							0.1
Zanahoria			16.1	23.1	36.3	27.2	22.1

La caracterización física por tipo de componente de los bioresiduos es necesaria por

una serie de motivaciones que persigue el investigador, como contar con la información suficiente, precisa y confiable en la toma de decisiones; desarrollo de estándares de manejo de residuos; identificación de aquellos residuos que inciden con mayor efecto, sobre variables como el poder calorífico; la morfología de un determinado hidrocarbón o en la generación de metano (Ayeleru et al., 2018; Edjabou et al., 2017; Miezah et al., 2015; Mor et al., 2006; H. Wang & Nie, 2001). Típicamente la caracterización por composición se realiza en base a la fracción másica porcentual de cada componente y se desarrolla la estadística de tendencia central y/o pruebas como el parámetro de correlación de Pearson en busca de relaciones entre un conjunto de datos compuestos (Edjabou et al., 2017). Estos resultados muestran la variación que caracterizan a los FVBW, respecto a sus componentes por cantidad y tipo en cada lote; sí ésta variabilidad afecta las propiedades fisicoquímicas del biocombustible, serán de gran utilidad para los análisis posteriores. De acuerdo con estos datos, se observó que cada lote se conforma únicamente de componentes que pueden ser agrupados en dos categorías de bioresiduos: frutas y verduras (figura 5); en esta figura se muestra que sólo en los lotes uno y dos, la mayor proporción corresponde a las cáscaras de frutas, en el resto es lo contrario.

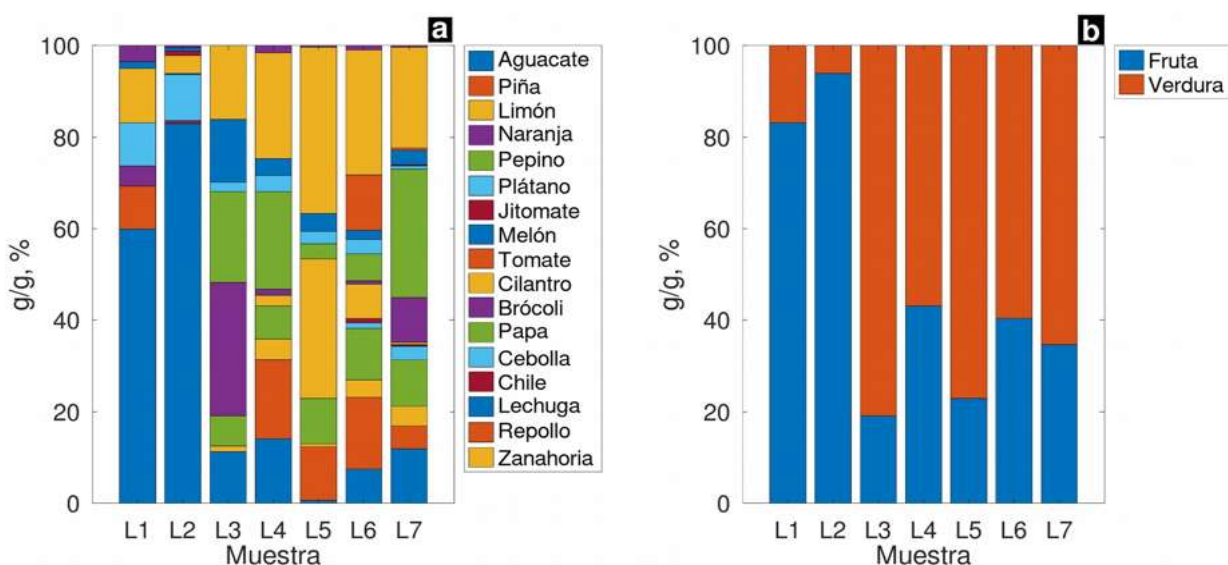


Figura 5: a) Concentración física de FVBW, b) Proporción por categoría de FVBW

En la Figura 6 se puede ver que los residuos de aguacate están presentes con un

máximo de cerca del 55% y mínimo de apenas por debajo de 1% el cual apareció en todas las muestras de todas las recolecciones, después de los residuos de aguacate en orden descendente le siguen los residuos de zanahoria, papa, piña y brócoli, aunque estos últimos cuatro sólo aparecieron en las recolecciones tres a siete; los que se encuentran en menor proporción son cebolla, jitomate, chile, melón y tomate, los cuales aparecen sólo en una de las recolecciones.

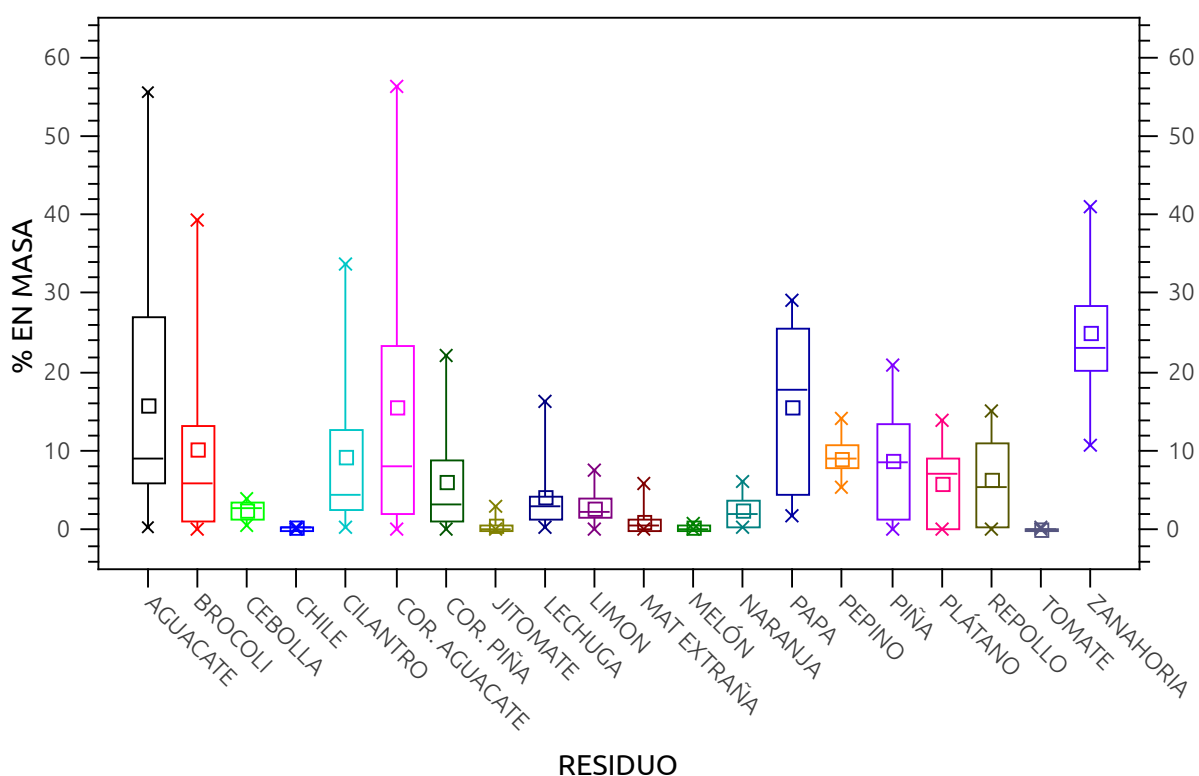


Figura 6: Composición porcentual promedio de cada componente de FVBW

10.3 ÁREA DE SECADO Y CONTENIDO DE HUMEDAD INICIAL

El área de exposición a secado (A) de los bioresiduos al interior de los lotes fue heterogénea y entre lotes fue variable, así como el contenido de humedad inicial (M_0) (tabla 8). En los procesos de secado a velocidad constante, A y M_0 están relacionadas inversamente, de lo anterior se infiere que los lotes con valores más altos de M_0

tardarían más tiempo en secarse; sin embargo en este trabajo, por el tipo de secado no se tienen condiciones de secado constantes. Los valores de M_0 en L1 y L2 sugieren que se necesitaría mayor tiempo de secado que para el resto de los lotes.

Tabla 8 Área de secado y fracción húmeda (b. s.), de los lotes.

LOTES						
Variable	L1	L2	L3	L4	L5	L6
$A \text{ (m}^2\text{)}$	0.8336	0.9859	0.7912	0.8300	0.8400	0.7601
$M_0 \text{ (kg}_{H_2O}\text{/kg}_{SS})$	3.39	3.18	3.02	2.92	2.99	2.64

kg_{H_2O} : kilogramos de agua; kg_{SS} : kilogramos de sólido seco. Bi: batch i ($i=1:6$); b.s.: peso base seca.

El contenido de humedad inicial en FVBW es relativamente más alto que en los residuos forestales y agrícolas (Eixenberger et al., 2024; Libra et al., 2011; Osman et al., 2019; Pavi et al., 2017; Qu et al., 2021; K. Wang & Tester, 2023). Esto implica una mayor diferencia entre M_0 y M_e , lo que, junto con las condiciones meteorológicas, es un factor crítico en la disminución de la velocidad de secado. Esto sugiere que el período de secado para alcanzar el mismo contenido de humedad final en FVBW tardaría más en muestras donde la diferencia entre M_0 y M_e es mayor, lo que implica un consumo adicional de energía, como lo mencionan (Kaveh et al., 2021). La naturaleza heterogénea de la composición física del FVBW afectó a M_0 en cada lote, lo que dio como resultado que M_0 se comportara de manera aleatoria durante el muestreo. Sin embargo, M_0 mostró una baja variación entre los valores de los lotes, lo que sugiere un control suficiente sobre M_0 para lograr una operación de secado uniforme.

10.4 INFLUENCIA DE LA HUMEDAD INICIAL Y EL ÁREA SOBRE LA VELOCIDAD DE SECADO.

Los modelos matemáticos de superficie $N(A, M_0)$, registraron valores de R^2 de 0.999, lo cual indica alta precisión y efectividad del modelo para predecir los valores de N y describir su comportamiento en función de la interacción de A y M_0 en todo el intervalo de éstos, en los tres instantes clave del experimento (tabla 9).

Tabla 9 Efectividad del modelo multivariable $N(A, M_0)$ y sus constantes.

DÍA	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6	R^2
1	0.07395	1.02274	-1.19744	-0.38503	-1.13567	1.09237	0.9999
5	-0.01604	0.17731	-0.18218	-0.04783	-0.24771	0.18750	0.9999
16	-0.00210	0.03185	-0.03405	-0.01345	-0.04228	0.04085	0.9999

$a_1, a_2, a_3, a_4, a_5, a_6$ son las constantes del modelo de segundo orden.

Al inicio del experimento la interacción entre los datos experimentales de A con M_0 y su influencia sobre N ; la muestra del lote 6 registró el valor mayor de N , el cual está asociado con los valores más bajos de A y M_0 (figura 7). El comportamiento de N , estimado como función de A y M_0 , es creciente en los extremos máximos de A y M_0 así como en el extremo opuesto asociado con los valores mínimos de A y M_0 (figura 7b).

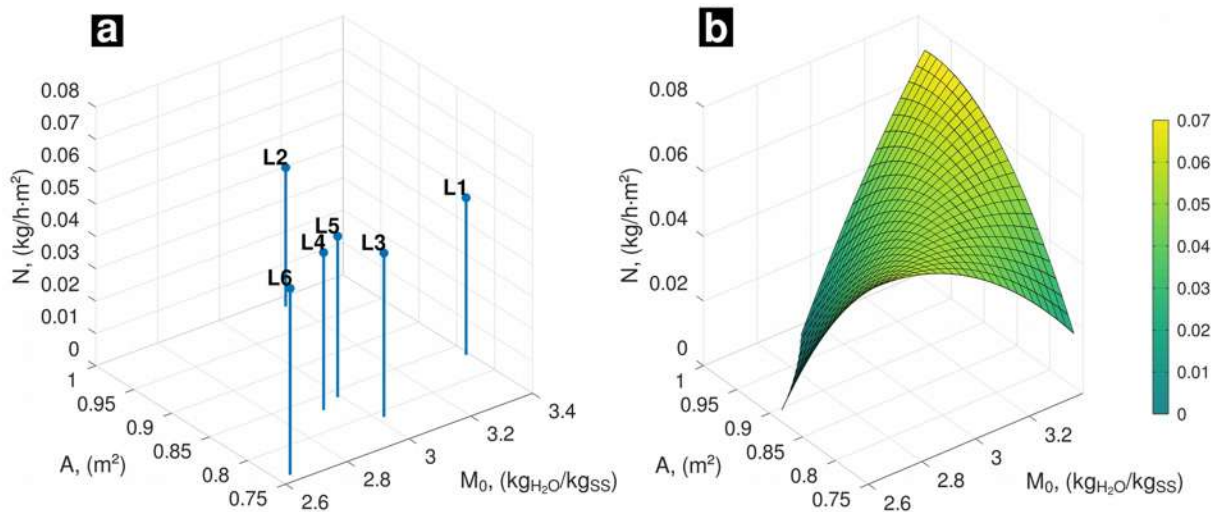


Figura 7: Influencia de la interacción A y M_0 sobre N de: (a) datos experimentales y (b) modelo de superficie $N(A, M_0)$; al día uno.

Los resultados experimentales de N en términos de A y M_0 al quinto día de secado (figura 8a); la muestra del lote 6 se mantuvo con el valor más alto de N .

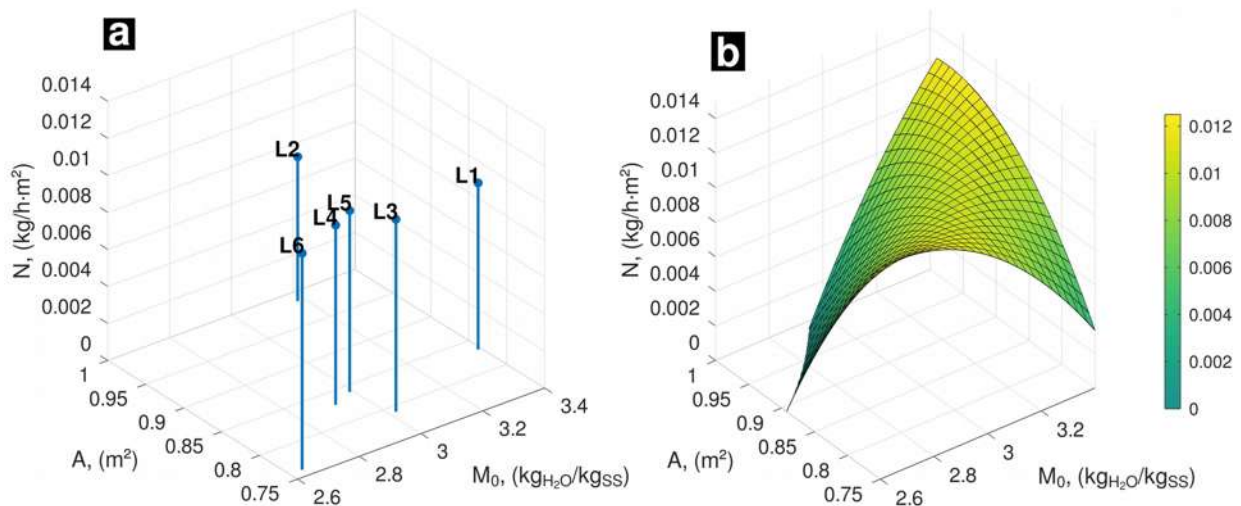


Figura 8: Influencia de la interacción A y M_0 sobre N de: (a) datos experimentales, (b) modelo de superficie de $N(A, M_0)$; a los cinco días de secado.

La tendencia de N en este instante (figura 8b) es semejante a la observada al inicio del experimento. Los valores más altos de N tienden a aparecer en el extremo más alto de la interacción entre A y M_0 así como en el extremo opuesto donde los lotes presentan los valores más bajos de A y M_0 . En la etapa final, a los 16 días del experimento, cuando se alcanzó la humedad en equilibrio, N mantuvo la misma tendencia observada que en los instantes uno y cinco días de tratamiento, como se aprecia en la figura 9b.

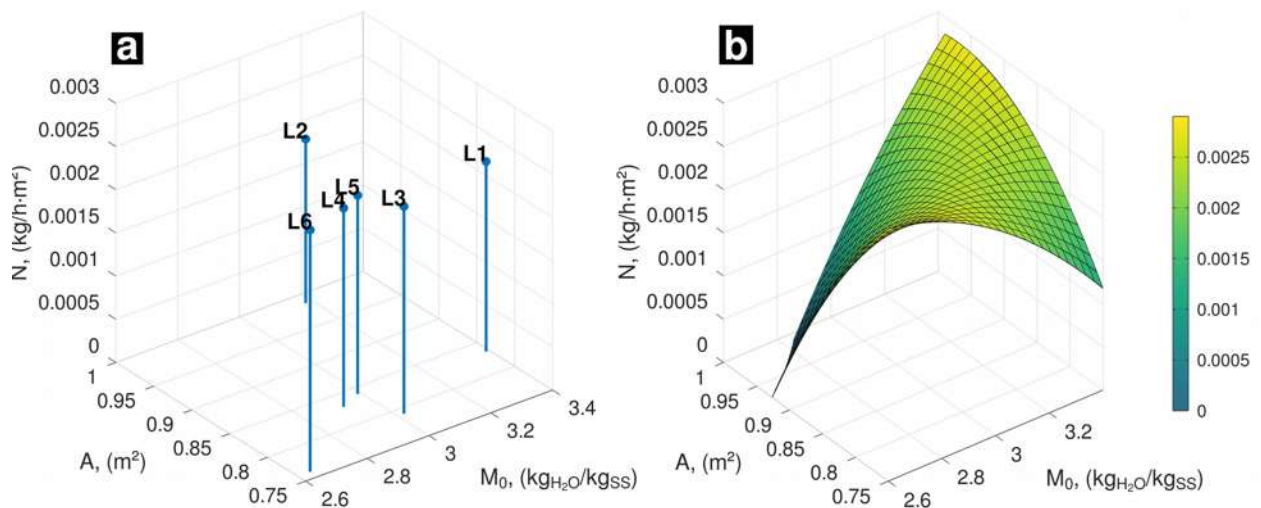


Figura 9: Influencia de la interacción A y M_0 sobre N de: (a) datos experimentales, (b): modelo de superficie de $N(A, M_0)$; en el equilibrio.

En general se observa que los valores más altos de A asociados con los más altos de

M_0 promueven que N alcance los valores más altos, análogamente el mismo comportamiento tiende a ocurrir en el extremo opuesto, donde los valores más bajos de A se asocian con los más bajos de M_0 . El rango dentro del cual aparecen los valores de N entre lotes y la media en cada instante descrito se reportan en la tabla 10, los cuales exhiben baja dispersión en todos los casos de acuerdo a los valores de la desviación estándar; además, muestra que después de cinco días de tratamiento el valor de MR es superior al 90%, la mitad del tiempo requerido para secar cuerpos cilíndricos de caña de maíz reportados previamente por Gaibor et al., (2016), rango de humedad dentro del cual se encuentra el porcentaje deseado en el biocombustible para llevar acabo la combustión eficientemente (Bajwa et al., 2018).

Tabla 10 Media de $N(\pm SD)$ y MR en los instantes de 1, 5 y 16 días de secado.

INSTANTE, (días)	N , (kg/m ² h)	N (Max-Min), (kg/m ² h)	HUMEDAD REMOVIDA, (%)
1	0.0498±0.0047	0.0576-0.0430	60.1
5	0.0075±0.0010	0.0089-0.0060	94.3
16	0.0023±0.0003	0.0027-0.0018	99.9

La velocidad de secado se desaceleró a medida que el contenido de humedad se acercaba a la humedad de equilibrio, como lo reportaron previamente Zhen-dong et al., (2022) en el secado al sol de semillas de maíz. Al considerar la proyección del secado solar a escala piloto, los valores de M_0 serían similares y se podría lograr un tratamiento eficaz. Con base en esto, el contenido de humedad final dentro de un período de secado específico sería consistente, en línea con los valores observados de MR y su desviación estándar en las condiciones iniciales, después de cinco días y después de 16 días de tratamiento. La velocidad de secado y el contenido de humedad adimensional se reportan típicamente como funciones del tiempo; sin embargo, N tiene una dependencia multivariable (Treybal, 1981). En este estudio, se demostró que el modelo de superficie $N(M_0, A)$ es efectivo y altamente preciso para predecir N como una función de M_0 y A . A través de este modelo, se identificó que la velocidad máxima de secado de FVBW está correlacionada con los valores más altos de M_0 y A . Es de particular interés observar la respuesta de N como una función de M_0 y A ya que, por

un lado, M_0 varía entre lotes y se espera que lo haga cada vez que se recolectan FVBW debido a su origen; por otro lado, el área de secado es una variable que puede ser relativamente más fácil de controlar para lograr un tratamiento más uniforme y mayor control sobre la operación. La respuesta de N al inicio del experimento, cuando se alcanza el valor de $M = 10\%$, y cuando se alcanza el equilibrio, demostró que el comportamiento de $N(M_0, A)$ permanece consistente a lo largo del tiempo. Esto respalda la afirmación de que el método de secado es efectivo a pesar de realizarse en condiciones de secado no constantes y que los mecanismos involucrados en el movimiento del agua desde la parte interna del sólido hacia la superficie son similares entre las muestras de los seis lotes.

10.5 CURVAS Y MODELOS SEMITEÓRICOS DE SECADO

De acuerdo al rango obtenido de las observaciones de velocidad de secado, en la muestra del lote seis, se tiene el valor más alto de N y en seguida está el valor correspondiente a la muestra tres, como se observa en las curvas de velocidad de secado presentadas en la figura 10a. Tanto el porcentaje de humedad inicial base seca como la masa de sólido seco varían entre los lotes, como se observa en la figura 10. El mayor porcentaje de humedad remanente a los cinco días se encontró en la muestra L3 en tanto el menor en la muestra L5, sin embargo, dada la desviación estándar (0.02%) no presentan mayor variación entre ellos. Al aplicar la prueba de Kruskal-Wallis, se obtuvo que el valor- p (0.639) $> \alpha$ (0.05); por lo que se acepta la hipótesis nula y se puede aseverar que se tiene suficiente evidencia para afirmar que no hay diferencia significativa entre las velocidades de los seis lotes en cada instante. En la Figura 10b, se puede ver que los resultados de MR presentan baja dispersión entre cada lote (discreparon en un 0.06%) a las 24 h de secado; de 0.02% a las 120 h; y de 0.00032% a los 360 h. MR llegó a cero a las 384 h, lo cual indicó que se alcanzó la humedad en equilibrio (M_e).

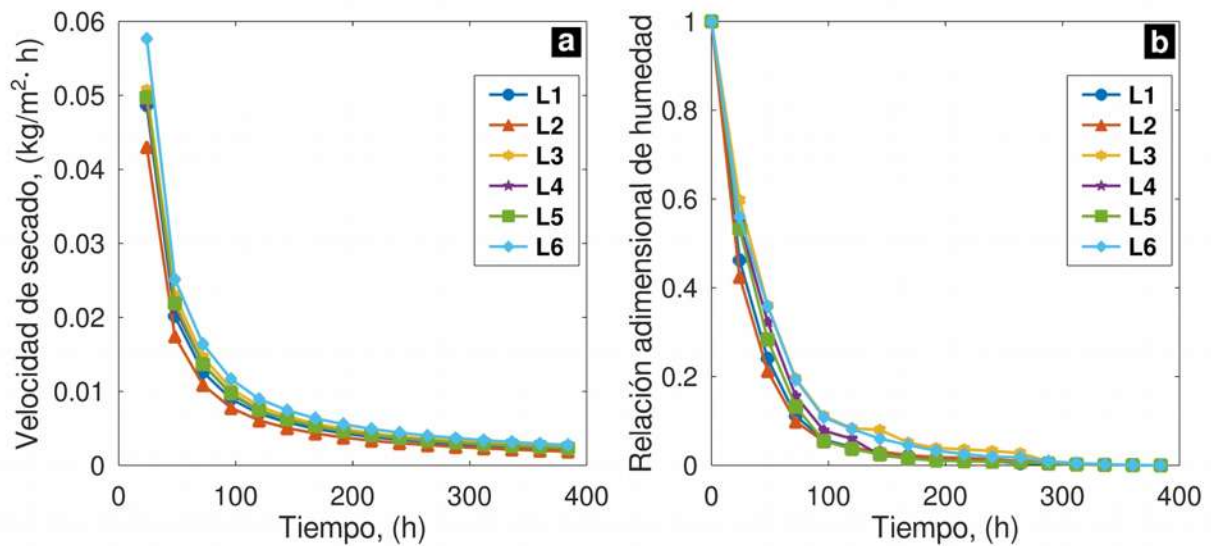


Figura 10: (a) Velocidad de secado, (b) Humedad adimensional entre lotes. Sólo ocurre el periodo de la caída de velocidad.

Cuando el mecanismo controlante de la cinética de secado se debe a factores internos dentro del sólido, las propiedades del aire de secado y su velocidad se vuelven insignificantes (El-Amin, 2011). Si el mecanismo de control de la cinética de secado se debe a factores internos, la morfología interna del sólido influye en la tendencia de la curva de secado que caracteriza el secado del sólido (Zhao et al., 2023). La estrecha similitud entre los lotes en las tendencias de las curvas de secado N vs t (figura 10a), y MR vs t (figura 10b), sugiere que hay suficiente semejanza en la disposición de los canales y huecos que definen la estructura interna del sustrato. Esto significa que el camino que las moléculas de agua tienen que transitar para moverse desde la parte interna del sustrato a la superficie, generalmente encontrarían la misma dificultad en los seis lotes de FVBW. Este hecho se refleja en la similitud entre las curvas de secado de los seis lotes y demuestra la repetibilidad y eficacia del método. La tendencia de las curvas de secado es similar a la reportada por Agbede et al., (2023) en el secado de tallos de banano, secados al sol. Como se ve en los resultados de las curvas MR vs t , las discrepancias en MR entre los lotes a lo largo del tiempo son pequeñas. En estas curvas, es más notable que estas discrepancias están relacionadas con las diferencias entre M_0 y M_e . Este hecho demostró que, a pesar de estas discrepancias, el secado se mantuvo uniforme a lo largo del tiempo y se hizo más evidente después de que MR

alcanzó las 100 horas de secado y se acercó al equilibrio. Esta tendencia es consistente con otros estudios en los que los productos agrícolas y subproductos se secaron al sol (Simo-Tagne & Ndukwu, 2021; Suherman et al., 2020; Zhao et al., 2023; Zhen-dong et al., 2022). La prueba de bondad de ajuste en los modelos empíricos evaluados se reporta en la tabla 11. El modelo Tow-Term fue el que mejor ajustó ($R^2 = 0.999$, $\chi^2 = 4.666 \times 10^{-5}$ y $RMSE=0.00683$).

Tabla 11 Efectividad de los modelos semiteóricos evaluados y sus constantes.

Modelo	Constantes	R^2	χ^2	RMSE
1	a = 1.8474	0.998	1.2281×10^{-4}	0.0110
2	k = 0.6195	0.894	7.2452×10^{-3}	0.0851
3	k = 0.3668	0.799	1.5706×10^{-2}	0.1253
	a = 0.8392			
	b = -0.1573			
4	c = 0.0067	0.974	1.8956×10^{-3}	0.0435
	n = 2.0013			
5	k = 0.1301	0.999	6.8903×10^{-5}	0.0083
	k = 0.6392			
	a = 1.8722			
6	c = 0.0091	0.999	4.666×10^{-5}	0.0068
	a = 1.8663			
	b = 0.06687			
	$k_0 = 0.6822$			
	$k_1 = 0.1677$			
7	a = -0.1939	0.764	1.7204×10^{-2}	0.1311
	b = 0.0084			
8	a = 2.2116	0.999	7.1463×10^{-5}	0.0084
	b = 0.0003			
	k = 0.7936			
	n = 0.8664			

Los modelos de secado evaluados en este estudio se han empleado con éxito en operaciones de secado al sol, así como en condiciones de secado constantes, y en el secado de capas delgadas de productos agrícolas y alimenticios (Dhake et al., 2023; Erenturk et al., 2004; Gaibor et al., 2016; Goud et al., 2021; Henderson, 1974;

Sobukola et al., 2007). Estos modelos han demostrado ser particularmente útiles para predecir la velocidad de secado en el período de velocidad decreciente (Henderson, 1974). En consonancia con lo anterior, en el presente estudio, los modelos logarítmicos, Two-term y de Midilli proporcionaron el mejor ajuste a los datos experimentales, con tanta eficacia y precisión como la reportada en las operaciones de secado de alimentos y productos agrícolas. En el secado de hojas comestibles de verduras, por exposición directa al sol, previamente reportado por (Sobukola et al., 2007) encontraron que los modelos logarítmico y Midilli fueron los más confiables, siendo el modelo Midilli el más preciso ($R^2 = 0.999$). Por su parte Badaoui et al., (2019) secaron residuos de tomate en un secador solar tipo invernadero y, entre los modelos convencionales que evaluaron, el modelo Midilli-Kucuk logró un valor R^2 de 0.999, mientras que el modelo logarítmico logró un R^2 de 0.998. En el estudio previamente publicado por Castillo-Téllez et al., (2024) secaron hojas de orégano directamente bajo el sol y encontraron que los modelos Page modificado, Page y logarítmico proporcionaron el mejor ajuste, siendo el modelo logarítmico el más confiable ($R^2 = 0.998$). En tanto en el estudio publicado por Suherman et al., (2020) secaron harina de yuca en un secador solar híbrido y encontraron que el modelo Midilli fue el más preciso ($R^2 = 0.994$). Los modelos logarítmicos y Two-term demostraron ser los mejores para predecir la velocidad de secado de la rosa mosqueta en condiciones constantes, y el modelo logarítmico logró un valor R^2 de 0.994 de acuerdo con lo reportado por Erenturk et al., (2004).

10.6 COEFICIENTE EFECTIVO DE DIFUSIVIDAD

Los resultados experimentales de MR respecto a t se reportan en la figura 11 como $\ln(MR)$ vs t, que aparecen con diferentes formas de puntos en las gráficas correspondientes a cada lote, D_{eff} se obtiene del cálculo de la pendiente de la curva promedio que se presenta en la figura 11b.

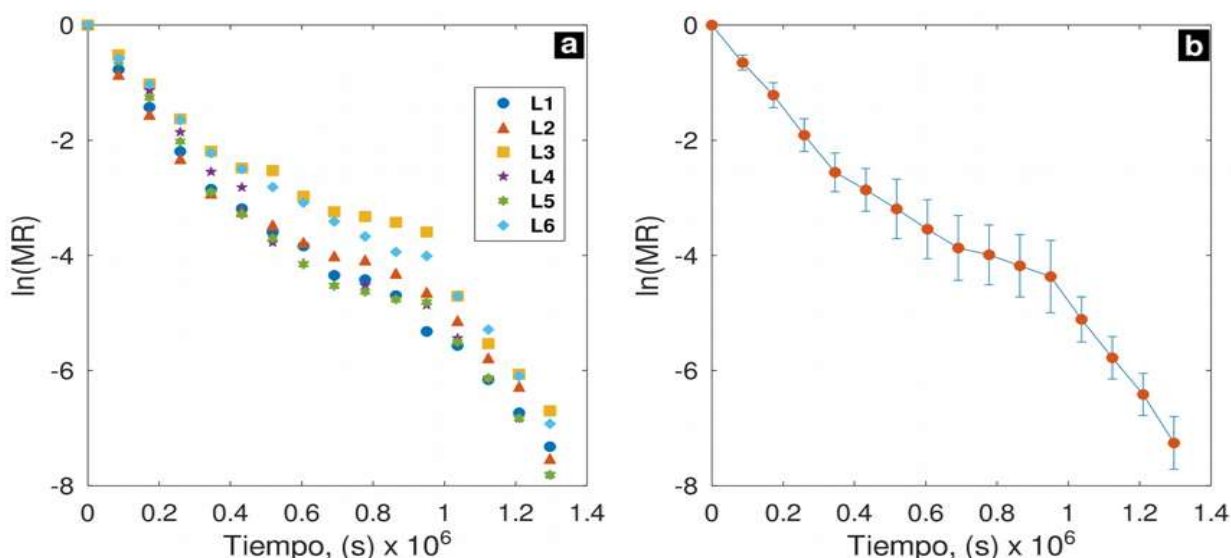


Figura 11: (a) Logaritmo Natural de la humedad adimensional. (b) Desviación estándar (barras de error) de $\ln(MR)$.

En la Tabla 12 se reportan los resultados del coeficiente de determinación de la relación lineal entre $\ln(MR)$ vs t para cada lote; en todos los casos se observa que R^2 es superior al 95% de la variación total de los valores de $\ln(MR)$ en la muestra, debido a la relación lineal con los valores de t , siendo el lote L1 el que presenta el valor más alto de R^2 (0.979) y L2 el menor (0.952).

Tabla 12 Efectividad del modelo de Fick y su coeficiente efectivo de difusividad.

Parámetro	L1	L2	L3	L4	L5	L6
R^2	0.979	0.952	0.954	0.970	0.962	0.972
$\pi^2/4L^2D_{eff}$	-5.05×10^{-06}	-4.64×10^{-06}	-4.54×10^{-06}	-5.35×10^{-06}	-5.23×10^{-06}	-4.65×10^{-06}
D_{eff}	5.11×10^{-11}	4.70×10^{-11}	4.59×10^{-11}	5.42×10^{-11}	5.29×10^{-11}	4.71×10^{-11}

Los resultados revelaron que existe una relación lineal significativa entre $\ln(MR)$ y el tiempo, de acuerdo con el coeficiente de determinación en cada lote, esto indica que el modelo Fickiano ajusta en alto grado con los resultados experimentales. La prueba de Kruskal-Wallis demostró que no existe diferencia estadísticamente significativa ($p = 0.723$) entre los valores de D_{eff} de cada lote. Las curvas MR vs t exhiben una tendencia similar a la indicada por Henderson, (1974), lo que sugiere que el mecanismo que controla el transporte de agua es la difusión. Dado que el coeficiente de difusividad efectivo es sensible a la temperatura (Baldán et al., 2020), se infiere que los cambios de temperatura a lo largo del día afectaron la dispersión de los resultados de la relación

$\ln(MR)$ vs. t , particularmente cuando MR se acercó al 10%. Sin embargo, los valores de D_{eff} mostraron baja dispersión de acuerdo con su desviación estándar. Además, los valores obtenidos de los seis lotes se encuentran dentro del rango aceptable de valores de D_{eff} para productos agrícolas y alimentos, que están entre 10^{-11} y 10^{-9} m^2/s (Sobukola et al., 2007). El secado al sol es la técnica más económica, respetuosa con el medio ambiente y ampliamente utilizada para secar productos y subproductos agrícolas (Zhao et al., 2023). Sin embargo, para manejar el volumen diario de FVBW generado, es necesario incorporar una adaptación tecnológica respetuosa con el ambiente al método para reducir el contenido de humedad justo por debajo del 10% en unas pocas horas, en lugar de cinco días, como otros investigadores han hecho con éxito en el secado de otros tipos de biomasa utilizando energía solar (Badaoui et al., 2019; Devan et al., 2020; El-Sebaï & Shalaby, 2012).

10.7 ANÁLISIS FTIR

En los espectros FTIR de los siete lotes aparecen las bandas de las mismas señales encontradas en tres regiones características. En la región comprendida entre 2600 cm^{-1} a 3800 cm^{-1} , aparecen las señales de las uniones con enlace sencillo entre átomos; en la región entre 1750 cm^{-1} a 2000 cm^{-1} , emergen las señales de las uniones con enlaces dobles entre átomos; y la región comprendida entre 650 cm^{-1} a 1750 cm^{-1} , corresponde a la denominada “huella digital” del espectro FTIR. Estas tres regiones son consistentes con las reportadas por Kahawita & Samarasekara, (2016), en el análisis FTIR de residuos de aserrín de cinco muestras de diferentes especies (*Artocarpus heterophyllus*, *Tectona grandis*, *Swietenia microphylla*, *Alstonia macrophylla*, *Dipterocarpus zeylanicus*) antes y después de su deslignificación. Su espectro de las muestras deslignificadas guardan mayor similitud con las presentadas en este trabajo, las señales que indican la presencia de lignina aparecen entre 1722 cm^{-1} a 1641 cm^{-1} aunque con baja intensidad, sugiriendo su baja concentración. En la biomasa encontramos dos grupos de polisacáridos que por sus propiedades nutritivas, se dividen en los digeribles (glucógeno, inulina y almidón) y los no digeribles (celulosa,

hemicelulosa y quitina). Por el origen doméstico de los FVBW, en todos los espectros de las muestras aparecen los grupos funcionales característicos de los carbohidratos (-OH, R-CH₂-R) como el almidón. La absorción que se presenta en el rango de 3600 a 3000 cm⁻¹ (figura 12) es debida al estiramiento de los grupos -OH relacionados con la celulosa (Marrinan & Mann, 1954).

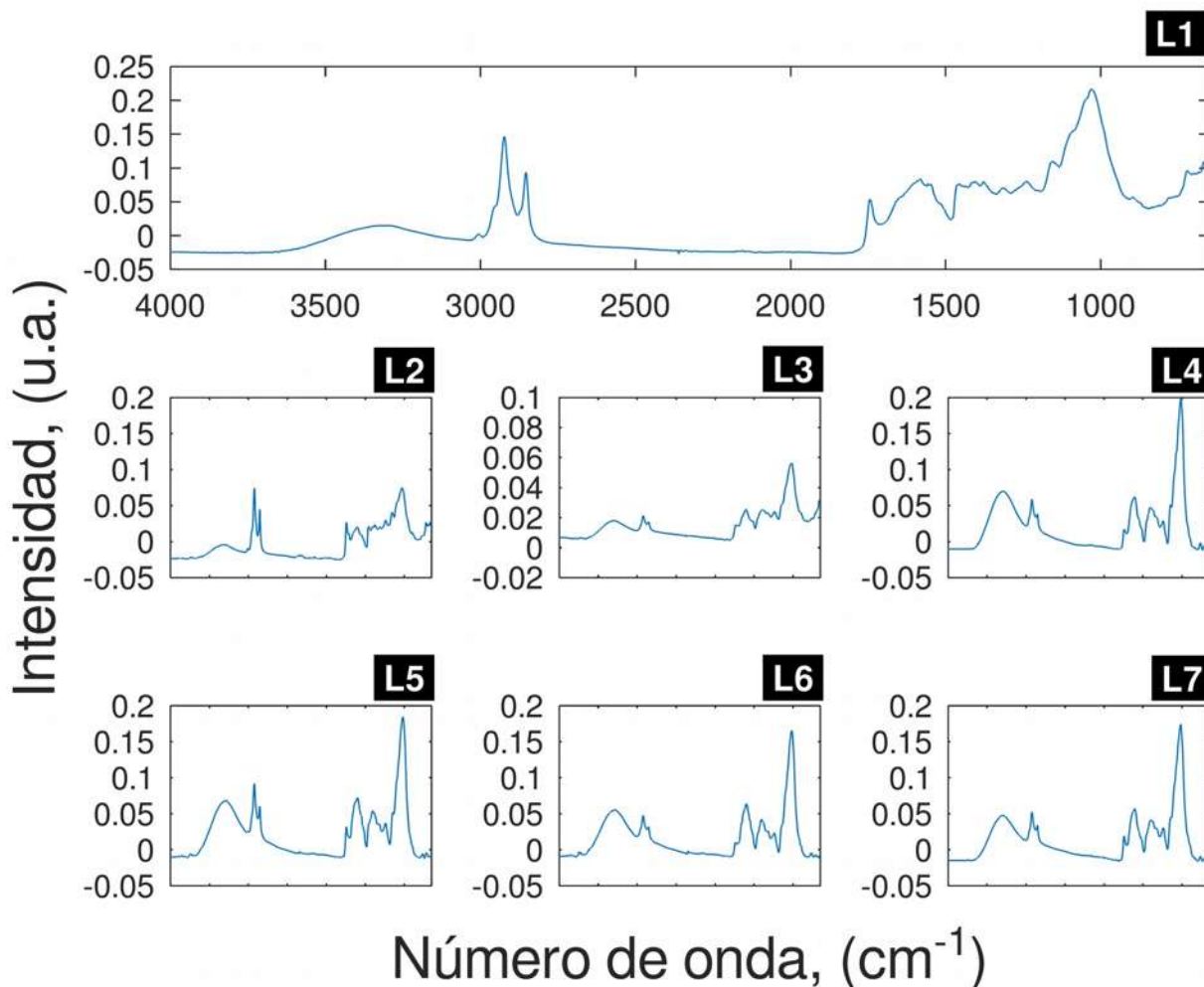


Figura 12: Espectros FTIR de cada lote de FVBW. (u.a. : Unidades arbitrarias. La escala del número de onda en todos los espectros es de 650 a 4000 cm⁻¹).

La amplia banda de absorción encontrada en 3291cm⁻¹ corresponde a la vibración de estiramiento en el enlace de hidrógeno del grupo hidroxilo (-OH), esta banda es común en los cuatro biopolímeros (la celulosa, hemicelulosa, lignina y el almidón). La banda que aparece en 2918 cm⁻¹ corresponde a la vibración de los grupos -CH y el pico que

aparece en 2850 cm^{-1} indica la vibración de estiramiento del enlace entre C-H, este par de bandas de absorción se atribuyen a la presencia de hemicelulosa, estas bandas son consistentes con las del espectro de la hemicelulosa previamente reportado por Fan et al., (2012). La banda de absorción en 2918 cm^{-1} se traslapa con las bandas de los cuatro biopolímeros. El detalle de las bandas que identifican a cada carbohidrato con las respectivas vibraciones de sus enlaces dentro de la región de la "huella digital" se presentan en la figura 13.

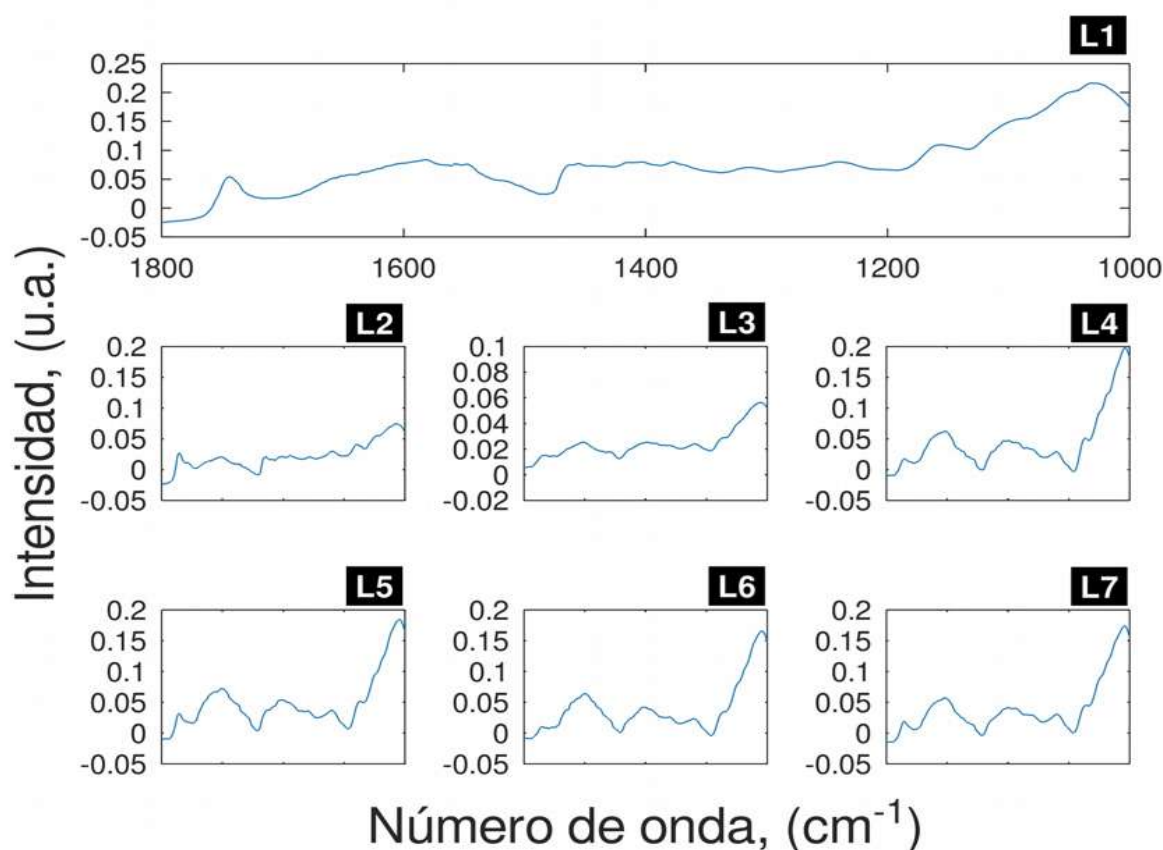


Figura 13: Espectros FTIR de las bandas dentro de la región de la "huella digital" de FVBW. (La escala del número de onda es en todos los espectros de 1000 a 1800 cm^{-1}).

El pico que se encuentra en 1742 cm^{-1} indica el estiramiento del carbonilo no conjugado de un grupo aldehído ($-\text{CH}=\text{O}$). La banda en 1646 cm^{-1} es característica de la hidratación del almidón por su naturaleza higroscópica (Pozo et al., 2018). El pico que se encuentra en 1556 cm^{-1} indica la vibración de estiramiento en el enlace C=C presentes en el anillo aromático, asociados con la lignina. El pico que se encuentra en

1402 cm^{-1} indica la vibración del enlace C-H del anillo aromático, presentes en la lignina. La lignina se compone de tres unidades básicas (p-hidroxifenilo, guayacilo y siringilo), el guayacilo y sinringilo son las unidades principales de la lignina que presentan picos en 1261 y 1325 cm^{-1} respectivamente (Fan et al., 2012; Maceda et al., 2021). El pico que aparece en 1306 cm^{-1} , indica la deformación del enlace entre C-H relacionado con los carbohidratos (holocelulosa, almidón y otros glúcidos), y concretamente en esta posición debido a la celulosa. Las bandas que aparecen en 1244, 1299 y 1333 cm^{-1} , están asociadas al enlace entre O-H de alcoholes primarios o secundarios, que están presentes en el espectro del almidón como lo publicó previamente Pozo et al., (2018), incluso presenta tres bandas (1157, 1105 y 982 cm^{-1}) atribuidas al estiramiento de C-O y C-C a las que contribuye en cierta medida el grupo C-OH. El pico que aparece en la señal de 1152 cm^{-1} indica la vibración del enlace entre C-H de los carbohidratos (glúcidos) y concretamente en esta posición debido a la hemicelulosa (Fan et al., 2012). El pico que aparece en 1028 cm^{-1} indica el estiramiento del enlace entre C-O de alcoholes primarios. Este es el pico de mayor intensidad en todos los espectros y sugiere que tiene la mayor disponibilidad de -OH en la composición química, ésta banda esta plenamente identificada y relacionada a la presencia de almidón (Pozo et al., 2018), la cual se traslapa con la que presentan la celulosa y la hemicelulosa (Fan et al., 2012). La disponibilidad de -OH permite inferir la ventaja que significa tener estos grupos tanto para asegurar la unión por enlaces de hidrógeno durante la etapa de densificación como también grupos reactivos que favorecen la recuperación de energía calórica durante la etapa de combustión. Así como la estructura de la celulosa se considerada un sistema completo de cadenas que interactúan mediante fuerzas debidas a los enlaces de hidrógeno, principalmente (Langan et al., 1999); las cadenas de almidones no se encuentran aisladas y la interacción entre ellas da lugar a uniones por enlace de hidrógeno en -OH. Los grupos -OH participan en la formación de enlaces de hidrógeno intra e inter moleculares (Fan et al., 2012). Las muestras L1 y L2 presentan las bandas con mayor intensidad en 2850 cm^{-1} y 2918 cm^{-1} , estas muestras se destacan por estar asociadas al mayor porcentaje

másico de aguacate que en el resto de las muestras; además de estas bandas en las muestras L1 y L2, se presentan otras tres con mayor intensidad que en el resto de las muestras, en 1456 cm^{-1} , 1462 cm^{-1} y 1743 cm^{-1} . Sólo las muestras L1 a L3 presentan las bandas más intensas entre 720 cm^{-1} a 650 cm^{-1} , la muestra L3 no tiene un porcentaje de aguacate tan elevado como las otras dos muestras, pero tiene el mayor porcentaje de brócoli en comparación con el resto de las muestras. El resto de las bandas, aparecen con intensidad semejante en todos los espectros de las siete muestras. El hecho de la estrecha similitud química que existe entre los lotes, indica la escasa repercusión que tiene la variación de la composición física sobre la composición química, esta interacción resulta favorable en la proyección de un proceso a escala piloto para el procesamiento de los bioresiduos en condiciones controladas de operación. Los resultados del análisis FTIR evidenciaron la similitud de la composición química que existe entre los lotes de bioresiduos.

10.8 ANÁLISIS DE COMPUESTOS LIGNOCELULÓSICOS

El análisis cuantitativo de los compuestos estructurales de FVBW, mostró que se caracterizan por estar constituidos en su mayoría (50.1% a 61.1%) por sustancias extraíbles (figura 14), en proporción comparable ($58.8 \pm 0.9\%$) a la encontrada en FORSM, reportado por Lucian et al., (2018); las cuales son aminoácidos (proteínas y péptidos), aceites esenciales y amilosa (hexosas y pentosas); siendo éstos, aglutinantes naturales usados en la densificación de biocombustible sólido, para mejorar la unión interparticular (Bajwa et al., 2018; Sgarbossa et al., 2014); incluso con mejores resultados que la lignina y la celulosa que cumplen dicha función; ya que la temperatura de fusión de la lignina es $140\text{ }^{\circ}\text{C}$, indica que implica mayor consumo de energía durante la densificación de la biomasa en comparación con aglutinantes que con menor punto de fusión. Su importancia radica en el hecho de que son los responsables de facilitar la operación de compactación de la biomasa. El uso del aglutinante es requerido en cantidades superiores al 50% de la composición del biocombustible, cuando éste presenta contenidos de CF superiores al 80%, para la

preparación de briquetas (Nagarajan & Prakash, 2021).

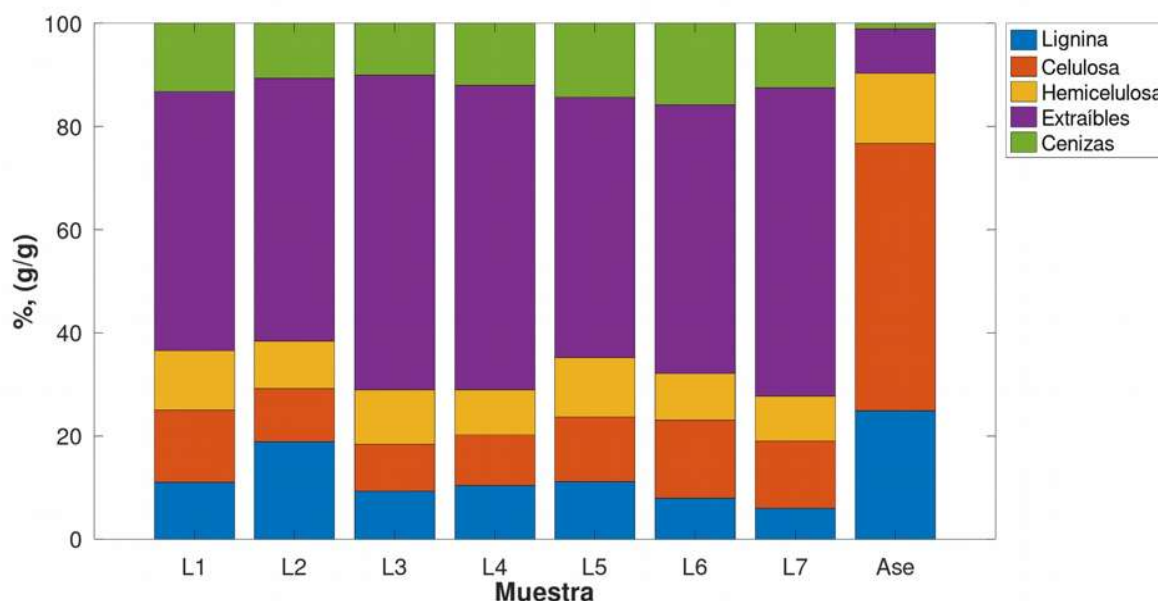


Figura 14: Composición porcentual (g/g) de CLC por lote y muestra testigo de aserrín (Ase).

El análisis de la variabilidad en los datos de la concentración de los CLC es esencial para establecer las condiciones de tratamiento de la biomasa y conseguir un producto final con propiedades semejantes, cada vez que sean procesados los FVBW bajo las mismas condiciones. La concentración encontrada de compuestos extraíbles en los lotes de los FVBW, los hacen atractivos para enriquecer mezclas de biomasa con baja concentración de celulosa o lignina, o por si mismo como fuente de biomasa para la obtención de biocombustible sólido. La cantidad de extraíbles es notablemente menor (8.7%) en la muestra testigo; en comparación con las muestras de FVBW ($54.82 \pm 4.73\%$), la muestra del lote tres registró el valor máximo (61.1%), en tanto el valor mínimo (50.1%) se registró en la muestra del lote uno; la dispersión de los datos de la concentración de extraíbles es inferior al 5% (± 4.9). En contraste, la cantidad de celulosa en la muestra testigo (51.8%) supera la cantidad encontrada en las muestras de FVBW ($11.99 \pm 2.23\%$); por otro lado, Lucian et al., (2018) reportaron un valor menor del contenido de celulosa ($9.1 \pm 0.1\%$) en muestras de FORSM y reportaron que en la preparación de biocarbón, la temperatura de ignición se incrementa cuando disminuye la concentración de compuestos extraíbles (171 °C y 207 °C, con y sin

extraíbles respectivamente). Las hemicelulosas y ligninas tanto en las muestras de FVBW como en la muestra de aserrín son los compuestos que se encuentran en menor proporción. La composición promedio de hemicelulosa ($9.90\% \pm 1.36\%$), es semejante al valor ($14.4 \pm 0.2\%$) previamente reportado por Lucian et al., (2018), que obtuvieron de muestras de FORSM. La muestra del lote uno registró el valor máximo (11.6%), en tanto la muestra del lote siete registró el valor mínimo (8.7%), la dispersión de los datos de la composición de hemicelulosa esta por debajo de 2% (± 1.27). La composición promedio de lignina es de 10.64% ($\pm 4.08\%$); cercana a la que previamente Lucian et al., (2018) reportaron ($17.6 \pm 0.1\%$). La muestra del lote dos, registró el valor máximo (18.9%) en tanto el valor mínimo (5.9%) se registró en la muestra del lote siete, la dispersión de los datos de la composición de lignina esta por debajo de 5% (± 4.08). La composición promedio de cenizas ($10.12 \pm 1.81\%$) en los FVBW es superior a la encontrada en la muestra testigo (1.0%) y a la reportada previamente por Lucian et al., (2018) ($5.18 \pm 1.19\%$) encontrada en muestras de FORSM; este amplio desfase se origina por la introducción de los fertilizantes en la agricultura intensiva para acelerar el crecimiento de los cultivos (Gami et al., 2011) de los cuales se generan los FVBW. La muestra de FVBW que registró el valor mínimo de la concentración de cenizas fue la del lote tres (10.0%) y en el lote seis se encontró la muestra con el valor máximo (15.7%). La concentración de los CLC depende del origen de la biomasa, como se ha reportado para las especies arbóreas estudiadas como fuente de biomasa para la obtención de biocombustible sólido (Sgarbossa et al., 2014); esta relación también se observó entre la naturaleza heterogénea de la mezcla de FVBW y la concentración de CLC en cada lote. La influencia del origen heterogéneo de los FVBW se vio reflejada en la dispersión de los datos de la concentración de CLC, pero sin registrarse valores atípicos para todos los lotes; a pesar de la variabilidad observada en los datos de la concentración de CLC se demostró que los siete lotes comparten la media poblacional correspondiente a cada CLC, así como el de las cenizas. El análisis de la dispersión de los datos de la concentración de los CLC demostró que a partir de la regla básica del intervalo, los datos de concentración de celulosa, hemicelulosa, extraíbles y cenizas se

encuentran dentro del 95% de los datos de concentración de dos desviaciones estándar de la media, sólo los datos de la concentración de lignina no cumplen la regla, por lo tanto es el conjunto de datos de concentración que mayor dispersión exhibe. La regla empírica para datos con distribución normal reveló que más del 68% de los datos de concentración de CLC se encuentran dentro de una desviación estándar de la media, excepto los valores de concentración de cenizas; más del 95% de los datos de concentración de CLC se encuentran dentro de dos desviaciones estándar de la media, excepto la concentración de lignina, por ultimo para esta misma regla más del 99.7% de los datos de concentración de CLC se encuentran dentro de tres desviaciones estándar de la media. El teorema de Chebyshev confirmo que más del 75% de los datos de concentración de CLC se encuentran dentro de dos desviaciones estándar de la media, y que más del 89% de los datos se encuentran dentro de tres desviaciones estándar de la media. Los valores de concentración de CLC exhiben baja dispersión en base a los tres criterios aplicados, como se aprecia en la figura 15. Además del análisis anterior, se realizó el análisis de la cuarta dispersión, dado que ésta medida de dispersión es resistente a los valores extremos de la muestra, a diferencia del análisis basado en la desviación estándar.

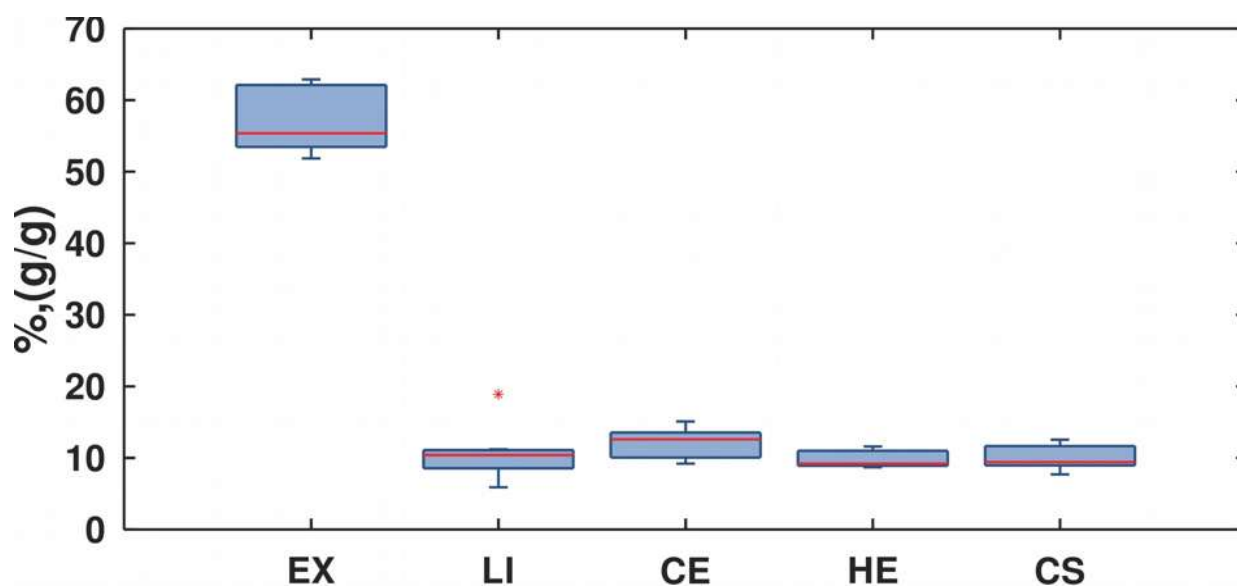


Figura 15: Distribución de la concentración de CLC. EX: Extraíbles, LI: Lignina, CE: Celulosa, HE: Hemicelulosa, CS: Cenizas. n =7 en cada caja.

El análisis demostró que el valor mínimo (5.9%) y máximo (18.9%) muestrales de la concentración de lignina están localizados fuera de los límites de 1.5 veces el valor del rango intercuartil (RIC) (4.84%-14.83%), en tanto el valor máximo de la concentración de lignina se encuentra fuera de los límites de tres veces el valor de RIC (1.09%-18.57%) por lo que es un valor atípico, calificado como extremadamente distante de RIC, en tanto el valor mínimo muestral se califica como moderadamente distante de RIC; en cuanto al resto de los valores de concentración de celulosa, hemicelulosa, extraíbles y cenizas no se encontraron valores atípicos, todos los datos de concentración se localizaron dentro de 1.5 veces el valor de sus respectivos rangos intercuartiles (-0.52% - 24.09%, 2.77% - 17.13%, 24.57% - 85.63% y 3.74% - 21.38%). Los bigotes de los diagramas de caja (figura 15) de los valores de la concentración de celulosa, hemicelulosa, extraíbles y cenizas se localizan dentro de la proximidad de los extremos inferior y superior de la cuarta dispersión, la media se localiza en la proximidad de la mediana, excepto en los valores de la concentración de extraíbles. Con base en estos resultados y el análisis estadístico se observó que los datos se mantienen homogéneos, con baja dispersión dentro del rango estadístico de los valores experimentales, no obstante el origen heterogéneo de la mezcla que compone a cada lote estudiado; además, de acuerdo con el nivel de dispersión encontrado y la distribución que exhiben los datos en los diagramas de caja aluden a un comportamiento normal de la distribución muestral. Con la información de los resultados anteriores se infiere que la población de la cual se tomaron las muestras podría tener una distribución normal. El hecho de que el costo de los análisis instrumentales sea tan alto para un sólo ensayo, hace casi imposible poder cumplir con el tamaño de la muestra que piden los procedimientos tradicionales para la aplicación formal de la estadística inferencial, (típicamente 5 observaciones por muestra) (Walpole & Myers, 1996); por lo que se realizó la estimación de los IC de la concentración de los CLC para datos que vienen de cualquier distribución. Es necesario poder reconocer estadísticamente la esperanza matemática del conjunto de datos de la concentración de los CLC de las muestras de FVBW; dado su comportamiento aleatorio de la

composición física, el tamaño de la muestra ($n = 7$) de la concentración de CLC con la que se desarrolló la investigación y el desconocimiento de los parámetros poblacionales (μ, σ) que los métodos tradicionales paramétricos necesitan, se precisa el uso de las técnicas de retro-muestreo (bootstrap), para obtener resultados realistas, que aporten una solución a las limitaciones de los métodos tradicionales. Los IC estimados por la técnica de retro-muestreo de los datos de la concentración de los CLC se traslapan desde el lote uno hasta el siete (figura 16), esto sugiere que entre los lotes, para el 95% de las veces que se repita el muestreo estará contenida la media dentro de los IC estimados.

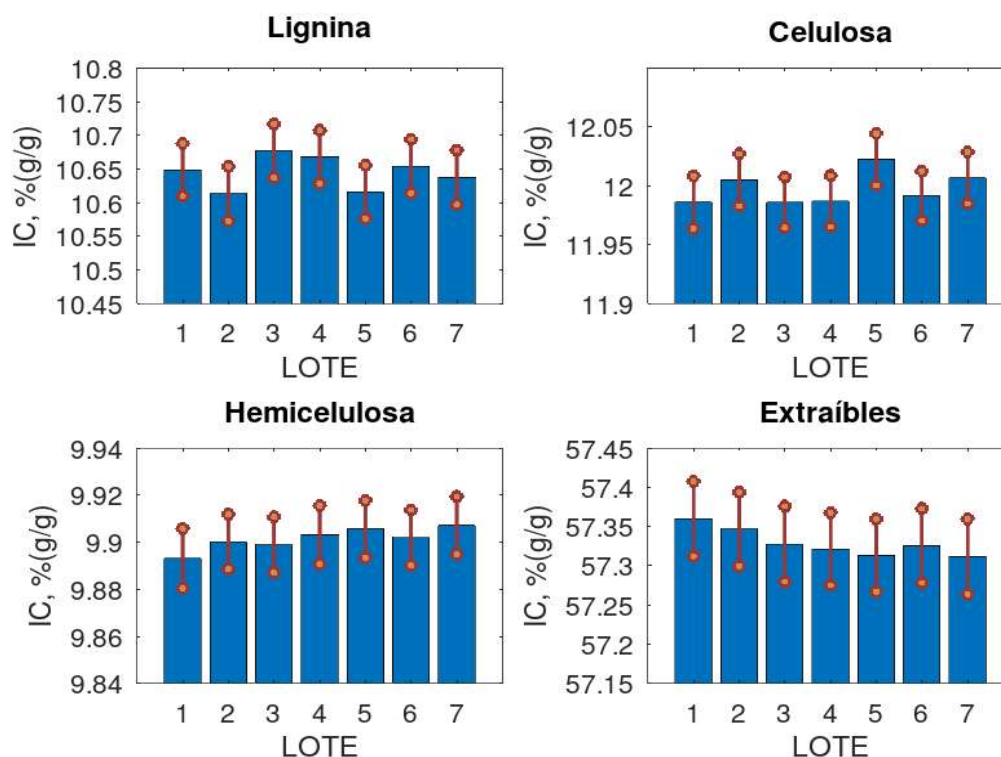


Figura 16: Intervalos de confianza para cualquier distribución, por retro-muestreo de $n = 7000$ réplicas en cada lote, de la concentración de CLC. Los promedios de cada lote se muestran en forma de barra sólida.

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis de las diferencias del contenido de CLC entre lotes se resumen en la tabla 13. El valor χ^2 es inferior al valor crítico y el valor p es mayor al valor de α en cuanto al contenido de hemicelulosa y de extraíbles, por lo que no se puede rechazar H_0 , no hay evidencia suficiente para aseverar que las

observaciones entre lotes tienen distribuciones distintas, esto permitiría un procesamiento en condiciones controladas de la concentración de estos compuestos para la obtención del pellet.

Tabla 13 Resultados de la prueba Kruskal-Wallis, comparación de medias entre lotes (n = 7000 réplicas en cada lote)

Compuesto	Media (+/- Desv. Std)	$\chi^2(12.592)$	p($\alpha=0.05$)
Lignina	L1=10.6240 (± 1.4323) L2=10.6377 (± 1.4346) L3=10.7008 (± 1.4422) L4=10.6043 (± 1.4214) L5=10.6259 (± 1.4161) L6=10.6492 (± 1.4593) L7=10.6732 (± 1.4311)	21.4414	1.5279×10^{-3}
Celulosa	L1=11.9879 (± 0.7960) L2=11.9997 (± 0.8000) L3=11.9831 (± 0.7906) L4=12.0170 (± 0.7992) L5=12.0162 (± 0.7862) L6=11.9962 (± 0.7822) L7=11.9849 (± 0.7921)	16.0738	1.3363×10^{-2}
Hemicelulosa	L1=9.8948 (± 0.4487) L2=9.9001 (± 0.4463) L3=9.9002 (± 0.4428) L4=9.9050 (± 0.4445) L5=9.9073 (± 0.4451) L6=9.8998 (± 0.4473) L7=9.9028 (± 0.4438)	3.796	7.0426×10^{-1}
Extraíbles	L1=57.3773 (± 9.8948) L2=57.3371 (± 9.9001) L3=57.3013 (± 9.9002) L4=57.3335 (± 9.9050) L5=57.3074 (± 9.9073) L6=57.3281 (± 9.8998) L7=57.3214 (± 9.9028)	10.6060	1.0134×10^{-1}

Por otro lado, las diferencias encontradas en el contenido de lignina y celulosa entre lotes requiere de mayor investigación, relacionada con la variación en la concentración de estos compuestos y su efecto sobre la formación del pellet, dado que con estos

resultados no se puede inferir si las variaciones en el contenido de lignina y celulosa impedirían a priori la formación del pellet. Con los resultados de los IC y la prueba de Kruskal-Wallis, se tiene mayor certidumbre de los valores esperados de la concentración de CLC al tomar una muestra aleatoria bajo las condiciones en que se colectaron los FVBW; en consecuencia sugiere que con respecto al contenido de CLC, se pueden tener condiciones homogéneas para el control del tratamiento de los FVBW y su transformación en biocombustible. El análisis por lote permitió identificar las diferencias estadísticas de la composición química entre las muestras de cada lote de FVBW e inferir si la concentración de alguno de sus compuestos es favorable o impediría su procesamiento para la obtención del biocombustible sólido; además de dilucidar si la población de donde vienen las muestras ofrece valores atípicos. Los métodos más difundidos para investigar el valor de PC, a partir de las propiedades del biocombustible, son a través de los análisis elementales orgánicos, los proximales, instrumentales (bomba calorimétrica) y el menos estudiado es por el análisis estructural de la biomasa (Maksimuk et al., 2021). En la Tabla 14, se presentan los valores de la concentración de CLC por cada lote y su valor correspondiente de PC.

Tabla 14 Relación de PC en términos de CLC por lote.

LOTE	LI	CE	HE	EX	CS	PC
1	11.0	14.0	11.6	51.86	11.53	18.80
2	18.9	10.3	9.2	53.91	7.70	19.76
3	9.2	9.2	10.5	62.19	8.91	18.68
4	10.4	9.8	8.8	62.05	8.99	18.65
5	11.2	12.6	11.5	53.03	11.79	18.28
6	7.9	15.1	9.0	55.37	12.55	17.89
7	5.9	13.1	8.7	62.90	9.41	18.26

LI: Lignina, CE: Celulosa, HE: Hemicelulosa, EX: Extraíbles, CS: Cenizas; (%; g/g); PC, (MJ kg⁻¹).

El análisis de la correlación entre los datos de CLC y PC (figura 17), muestra que la LI tiene una correlación lineal significativa con PC de acuerdo con su valor r y $p(0.00826)$ (figura 17a), en tanto el resto de los CLC no la presentan, de acuerdo con su valor- p (0.1724, 0.9790 y 0.6569 de CE-PC, HE-PC y EX-PC respectivamente), estos resultados concuerdan con lo reportado previamente por (Álvarez et al., 2015), la única correlación significativa que encontró fue la de exhibida por la relación PC vs LI

($r=0.8291$, $p=0.0009$). La tendencia de los resultados de la correlación entre PC y LI, también concuerdan con lo reportado previamente por otros autores (Gani, Adisalamun, et al., 2023; Maksimuk et al., 2021; Rhén, 2004; Telmo & Lousada, 2011); la relación proporcional entre PC y LI que reportó Rhén, (2004), para nueve tipos diferentes de biomasa, tienen la misma tendencia que la mostrada en el presente trabajo.

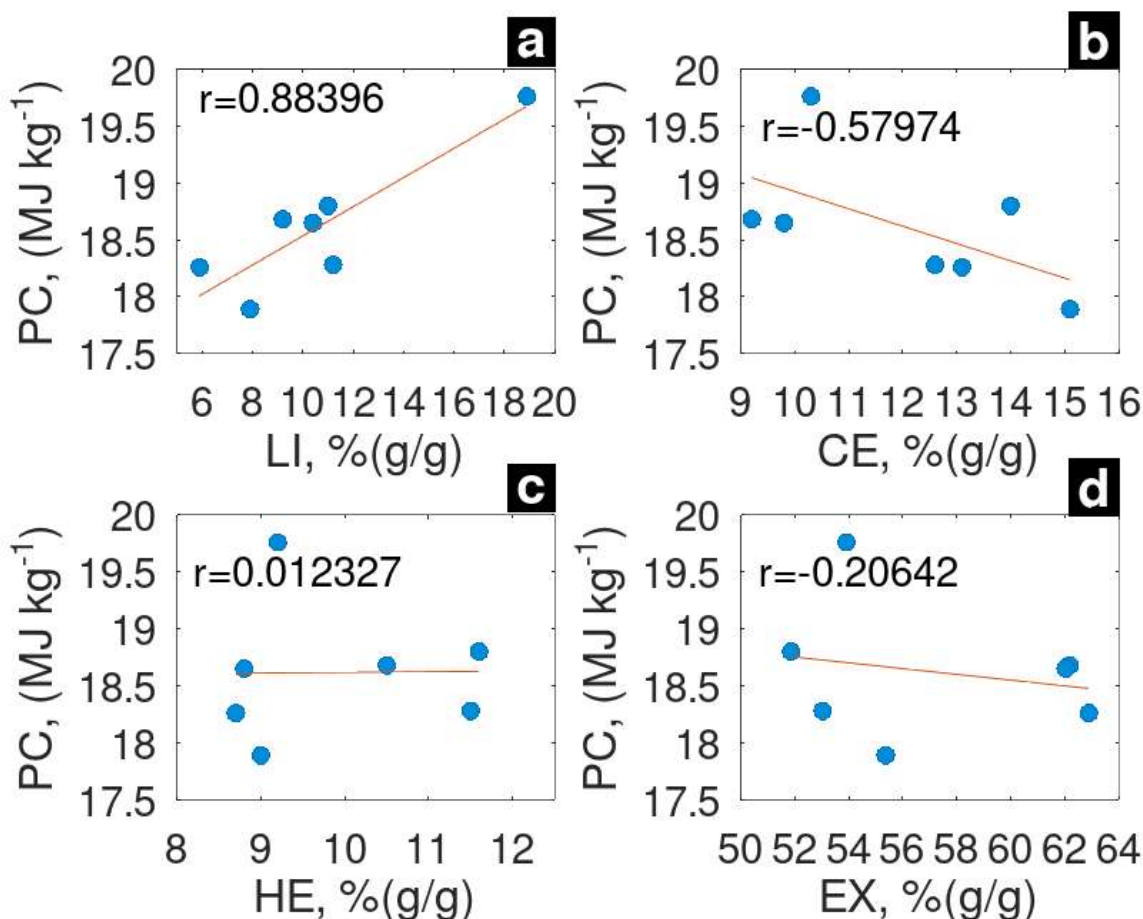


Figura 17: Correlación de PC con la concentración de a) Lignina (LI), b) Celulosa (CE), c) Hemicelulosa (HE), d) Extraíbles (EX).

La fuerte relación lineal ($r = 0.8839$) entre PC y LI es indicativo de la asociación que hay entre la lignina y el CF, así como la tiene con PC, como lo mencionan Maksimuk et al., (2021), quienes mostraron la relación proporcional entre LI, el contenido de carbono y PC; esto respalda el hecho que durante la combustión, el carbón formado en las primeras etapas y la lignina, se descomponen después de que se liberaron los volátiles (García et al., 2012); de acuerdo con Mustafa et al., (2019), la descomposición

termoquímica de la LI ocurre por arriba de los 400 °C, después de que ha sucedido la pérdida de MV por la descomposición de HE entre 160 y 260 °C y CE entre 260 y 400 °C; es por ello que después de haberse liberado la MV, queda el CF (Basu, 2010). Lo anterior también explica el comportamiento en la tendencia de los datos de PC vs CE (figura 17b) y PC vs HE (figura 17c). A mayor contenido de CE, la biomasa será más inflamable, en tanto si el contenido de LI es mayor que el de CE, la biomasa permanecerá quemándose durante más tiempo (Gani et al., 2023). En el estudio previamente publicado por Rhén, (2004), reportó que el valor de PC de EX (36.9 a 39.4 MJ kg⁻¹) de la biomasa leñosa, estaría relacionado con la presencia de resinas; de acuerdo con este rango de valores, se esperaría que por el mayoritario contenido de EX en los FVBW, estos tendrían valores de PC más altos que los encontrados, sin embargo no es así (figura 17d). Este resultado requiere una investigación más detallada, especializada únicamente en el análisis de la descomposición termoquímica de EX de los FVBW; para identificar los contenidos de MV y CF en ellos y su relación con PC; aunque se ha documentado detalladamente para los EX de la biomasa leñosa (Rhén, 2004; Telmo & Lousada, 2011), se requiere mayor información para los FVBW.

10.9 ANÁLISIS PROXIMALES Y PODER CALORÍFICO DE LOS BIORESIDUOS

Los resultados de los análisis proximales evidenciaron la influencia que tiene el origen heterogéneo de la mezcla de FVBW de cada lote, sobre el contenido de CF, MV y CS, a partir de la variación observada entre lotes de cada parámetro (tabla 15).

Tabla 15 Resultados proximales por lote y su valor de PC de los FVBW.

LOTE	%CF	%MV	%CS	PC, (MJ kg ⁻¹)
L1	17.81	71.06	11.14	18.80
L2	19.25	73.28	7.47	19.76
L3	14.47	76.73	8.79	18.68
L4	15.67	76.09	8.24	18.65
L5	15.49	72.61	11.89	18.28
L6	14.33	72.84	12.83	17.89
L7	13.42	76.85	9.74	18.26

Los datos de MV son los que presentan el valor menor (3.12%) del coeficiente de variación (C.V.), el mayor (19.93%) corresponde a los datos de CS. Los resultados de PC de los FVBW son comparables al conjunto de datos que reportaron (Sher et al., 2020) de seis tipos de biomasa de residuos forestales, agrícolas y otra no leñosa (15.46 a 18.83 MJ kg⁻¹); (Álvarez et al., 2015) de 20 tipos diferentes de biomasa de residuos agrícolas y forestales (16.237 a 18.809 MJ kg⁻¹); (Voca et al., 2016) podas de cinco variedades de ciruelos (18.63 a 18.71 MJ kg⁻¹) y (Plis et al., 2015) de alga marina (*Nannochloropsis gaditana*, 18.53 MJ kg⁻¹); incluso algunos valores están dentro del rango de tipos de biomasa forestal (18.35 a 19.96 MJ kg⁻¹) reportados por (Malat'ák et al., 2020); pero son superiores a diversos tipos de rastrojo (16 a 17.4 MJ kg⁻¹) reportado por (A. Sharma et al., 2020); residuos de molinos de aceite de palma (14.60 a 16.44 MJ kg⁻¹) (Gani et al., 2023); biomasa herbácea (14.23 a 15.36 MJ kg⁻¹) (Toscano et al., 2019); y plantas marinas (10.29 a 12.82 MJ kg⁻¹) (Plis et al., 2015). Aunque es inferior a los residuos de FORSM (19.5 a 25.6 MJ/kg) (Lucian et al., 2020), bioresiduos de café molido (22.59 MJ kg⁻¹) (Lee et al., 2021); y residuos de levadura gastada de cervecería (20.2 MJ kg⁻¹) (Rasmeni et al., 2022). Estos resultados son congruentes con los reportados por Lucian et al., (2018) (23.48 ± 5.21%, 71.32 ± 5.10%, 5.18 ± 1.19% CF, MV, y CS respectivamente) en el análisis de muestras de FORSM; los cuales tiene estrecha semejanza por su origen, a los FVBW analizados en este trabajo. El origen de la biomasa influye notablemente en el resultado de los análisis proximales. En el estudio realizado por Zhang et al., (2018), reportaron valores de 84 ± 4.34%, 14.69 ± 3.58% y 1.29 ± 0.99% de MV, CF y CS respectivamente, obtenidos de dos especies forestales (pino y álamo), los cuales contrastaron con los de paja de trigo (77.7 ± 3.6, 19.1 ± 3.49 y 3.2 ± 0.68 de MV, CF y CS respectivamente); y en el estudio publicado por (Gani et al., 2023), reportaron resultados de residuos de la palma de aceite (17.8 ± 2.28, 68.22 ± 2.27 y 4.14 ± 0.97 de CF, MV y CS respectivamente), esto evidencia las discrepancias debido al origen de la biomasa; aunque no son sustanciales con respecto al contenido de CF y MV; si lo es con respecto al contenido de CS, siendo mayor en los FVBW que en los estudios citados.

No obstante el mayor contenido de CS en los FVBW, son susceptibles de tratarse para reducir su contenido. El lavado por HCOOH ha demostrado que reduce significativamente el contenido de CS, en un estudio publicado por (Nguyen et al., 2021) reportaron que redujeron el contenido de CS desde 21.2% hasta 5.7% en las algas marinas, para la obtención de biocombustible. El desempeño energético del biocombustible esta sujeto a estos parámetros; la presencia de CF promueve la generación de calor, mientras que a mayor contenido de MV mejora la ignición del combustible (Nagarajan & Prakash, 2021). La tendencia de la correlación de cada uno de los proximales presentados en la figura 18 es congruente con la reportada previamente por diversos investigadores que han estudiado otras fuentes de biomasa (Barontini et al., 2021; Demirbaş, 2003; Le et al., 2022; Matali et al., 2016; H. B. Sharma & Dubey, 2020a). Típicamente la correlación de PC vs CF es la más fuerte entre los proximales y el PC, así se observó en la tendencia que exhiben los FVBW (figura 18a), después le sigue la tendencia que exhiben PC vs CS (figura 18c). Los resultados de los valores de r y $p(0.0158)$ de la correlación PC vs CF confirman que es más fuerte esta que la correlación PC vs CS ($p = 0.0464$), aunque ambas son correlaciones significativas, a partir de sus respectivos valores de r se puede inferir que el cambio en los valores de PC son más significativos respecto de los cambios de los valores de CF que de CS, aunque el valor de PC es más sensible a ambos que a los cambios en los valores de MV; de acuerdo con los valores r y $p(0.8306)$ CP vs MV no tienen una correlación lineal significativa (figura 18b). Sin embargo, el contenido de MV tiene un efecto importante en la temperatura de ignición.

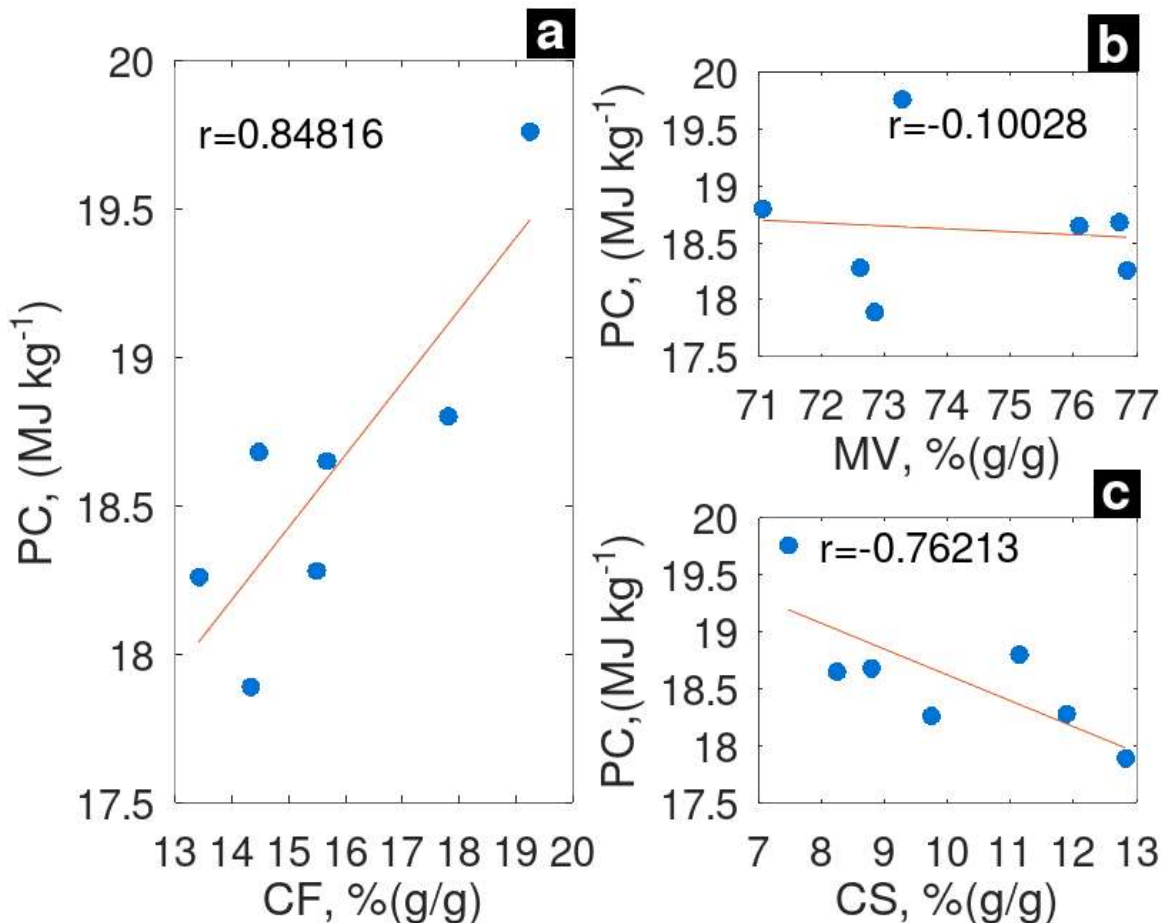


Figura 18: Influencia del contenido de Proximales sobre PC de FVBW.

La reacción de combustión es auto-sostenible sólo cuando alcanza su temperatura de ignición, se ha demostrado que a mayor contenido de MV la biomasa registra menores temperaturas de ignición. En un estudio publicado por (Basu, 2010) reportó una temperatura de ignición de 220°C, para el rastrojo de trigo; relacionada con un valor de MV = 72%; en comparación con los FVBW, que registraron una concentración promedio de MV = 74.20% (± 2.31), indica que su temperatura de ignición sería comparable a la de rastrojo de trigo; por otro lado, en un estudio publicado por (Lucian et al., 2018) reportaron una temperatura de ignición menor a 200°C asociada con un valor de MV = 80.7%. Esto sugiere que los FVBW tienen la posibilidad de iniciar la combustión con mayor facilidad incluso, que la madera de pino dado su valor de MV (70%) (Gami et al., 2011). Luego de identificar la influencia individual de los proximales

sobre el PC; en las gráficas de puntos y agujas (figuras 19a, 20a y 21a) se presentan los resultados experimentales de la influencia que ejercen las interacciones de CS-MV, CF-MV y CS-CF sobre PC, respectivamente. Es notable la dependencia que exhibe PC en función de cada interacción de proximales; aunque, como se ha observado, se confirma que el contenido de CF ejerce la mayor influencia sobre PC (figura 19b).

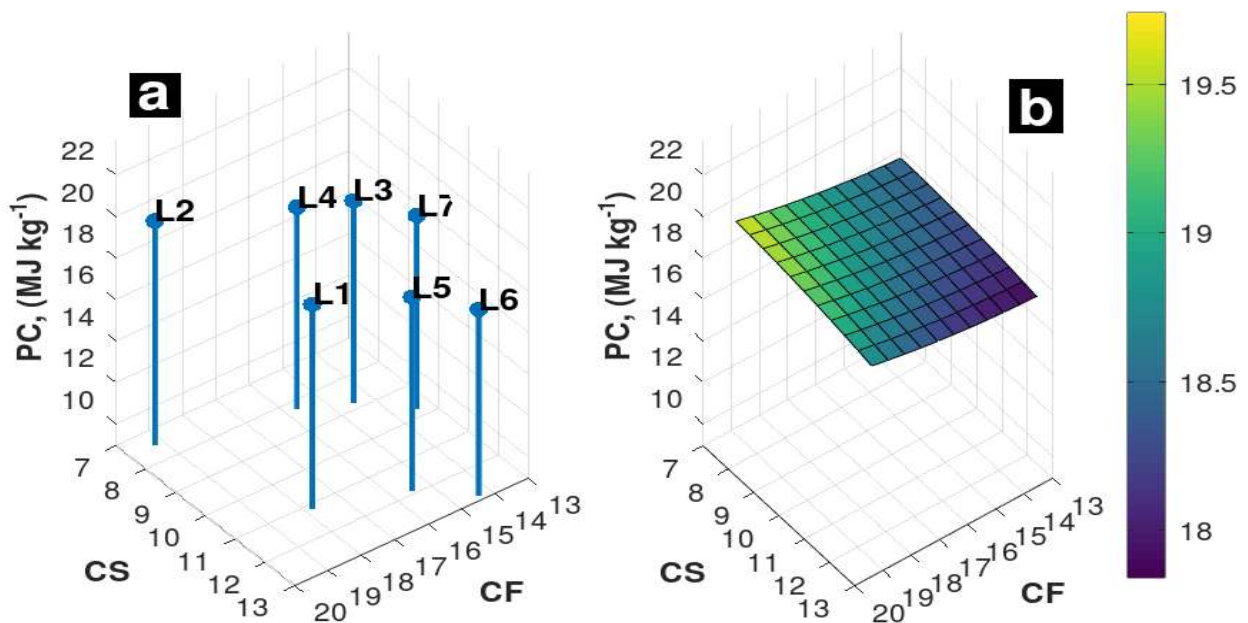


Figura 19: a) Resultados experimentales de la influencia de la interacción entre CF-CS sobre PC; b) Tendencia de PC en función de CF-CS del modelo de superficie.

La dispersión de los resultados experimentales de PC respecto a CS y CF se presentan en la (figura 19a). Los valores de PC, estimados por el modelo de superficie $PC(CF,CS)$, tienden a incrementarse conforme los valores de CS tienden a decrecer y los valores de CF a incrementar (figura 19b); la respuesta de PC es tan sensible a los cambios de los valores de CF como a los cambios de CS; dentro del rango de valores de CF y CS, el peor escenario posible (13% y 13% de CS y CF respectivamente) no se encontró en los resultados experimentales, pero tampoco el mejor escenario para PC (7% y 77% de CS y CF respectivamente). La muestra L6 registró el valor máximo de

CS (12.83%), su valor de PC, es menor sólo por 0.44 MJ kg^{-1} , en comparación con el valor de PC de la muestra L2, que registró el valor mínimo de CS (7.47%). El valor de PC de L2, se acerca al mejor escenario para $PC(CF, CS)$ donde tiende a los valores mayores de PC asociado a valores más bajos de CS y más altos de CF. La muestra L6 tiene el mayor contenido de CS, y el valor más bajo de PC (17.89 MJ kg^{-1}), sin embargo es superior al de una especie de pino que registró 1.3% de cenizas y un valor de PC = 16.9 MJ kg^{-1} , reportado por Picchio et al., (2020). La interacción CS-MV tiene efecto negativo sobre PC, cuando se incrementan sus valores simultáneamente, se ve más disminuido el valor de PC (figura 20a).

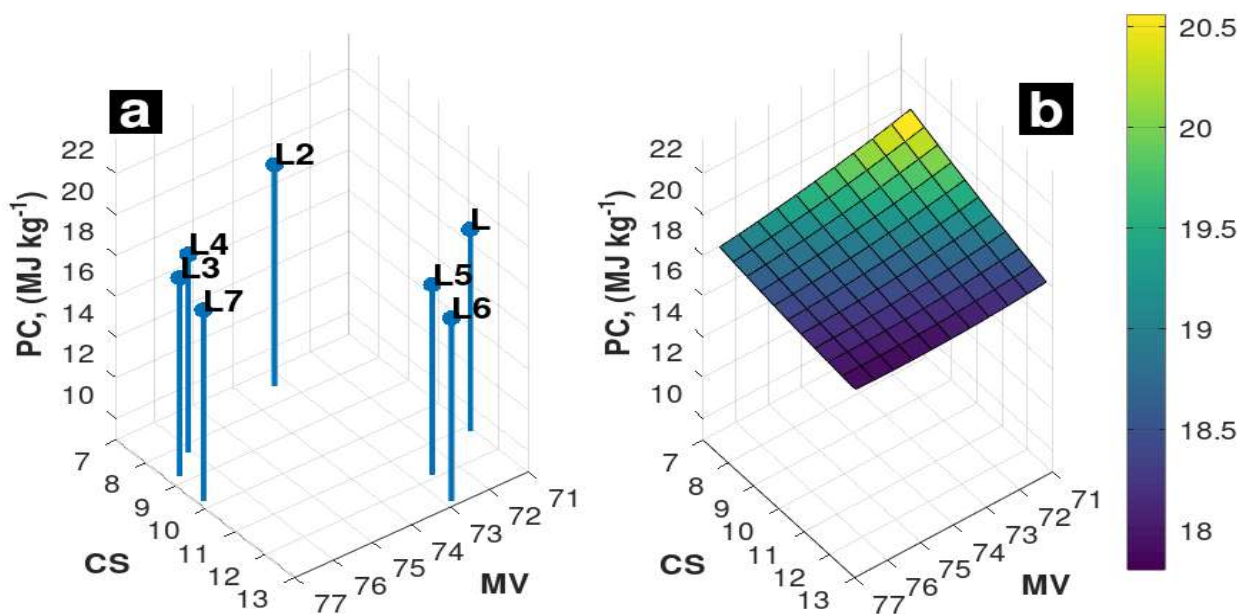


Figura 20: a) Resultados experimentales de la influencia de la interacción entre CS-MV sobre PC; b) Tendencia de PC en función de CS-MV del modelo de superficie.

El resultado experimental máximo de MV (76.85%) le pertenece a la muestra L7, a la que le corresponden los valores de PC = 18.26 MJ kg^{-1} y CS = 9.74%; aunque este valor de MV es mayor al de la caña de azúcar (73.78%) reportado por (Nhuchhen & Salam, 2012), su valor de PC (17.33 MJ kg^{-1}) es menor y de CS (11.27%) mayor; los

misimos autores reportaron para residuos vegetales de alimentos, un valor de $PC = 19.23 \text{ MJ kg}^{-1}$, el cual esta asociado con un valor de MV (78.77%) y CS (4.88%), estos valores son consistentes con la tendencia observada tanto en los resultados experimentales como en el modelo $PC(MV,CS)$ (figura 20b). La combinación del valor máximo de MV y CS no aparece en los resultados experimentales de las muestras de FVBW, en tal caso sería el peor escenario para PC . El modelo de superficie $PC(MV,CS)$, evidenció que la influencia que ejerce la interacción $MV-CS$ sobre PC favorece el valor de PC cuando simultáneamente disminuye el contenido de MV y CS . En esta interacción, se observó que MV tiene menor efecto que CS , sobre PC . El mejor escenario para PC tiene lugar cuando los valores de CS y MV son los mínimos. Los valores de la interacción $CF-MV$ de los resultados experimentales muestran que los lotes que registraron los valores mayores de CF están asociados con valores bajos de MV ; ninguno de los lotes presentó simultáneamente el valor máximo de CF asociado con el valor máximo de MV (figura 21a).

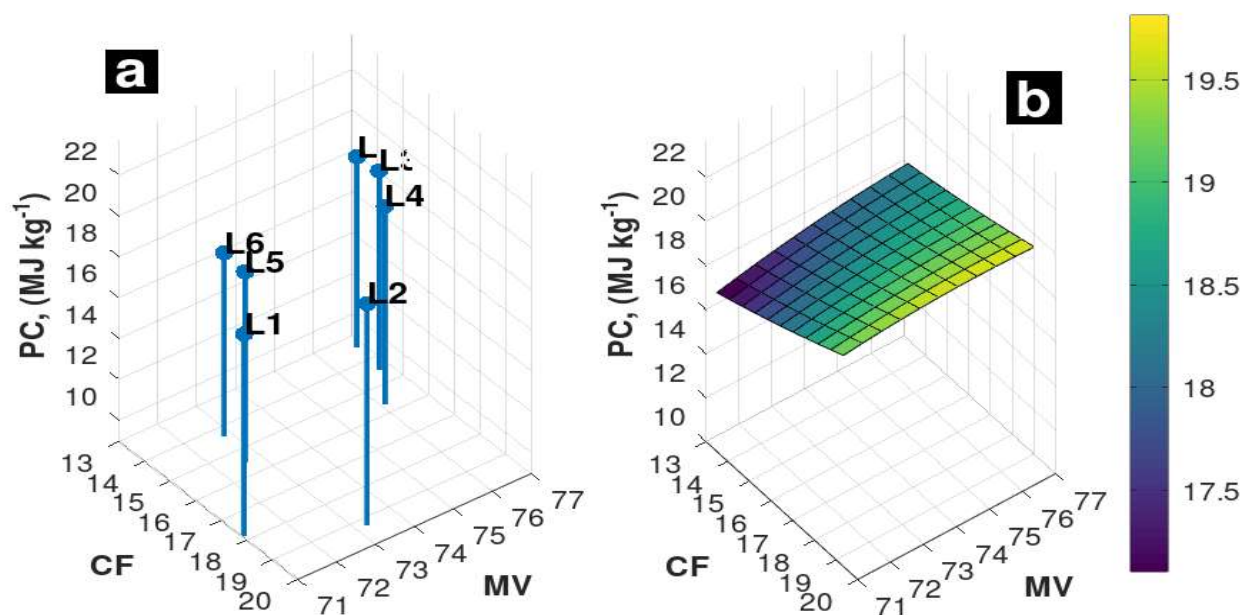


Figura 21: a) Resultados experimentales de la influencia de la interacción entre $CF-MV$ sobre PC ; b) Tendencia de PC en función de $CF-MV$ del modelo de superficie.

Cuando el contenido de MV disminuye el de CF se incrementa (H. B. Sharma & Dubey, 2020a). Esta respuesta de PC en función de la interacción entre CF y MV indica que en los ensayos experimentales no sería posible encontrar simultáneamente una pareja de valores máximos de CF y MV que den lugar a alcanzar el máximo valor de PC, para un sólo tipo de biomasa. El modelo de superficie $PC(CF, MV)$, exhibe una tendencia creciente de PC conforme se incrementa simultáneamente el valor de CF y MV, aunque los cambios en el valor de PC son más sensibles respecto de los cambios en el valor de CF que MV (figura 21b). Los modelos de superficie demostraron ser eficaces para predecir el valor de PC en función de cada interacción con los proximales, de acuerdo con los valores de R^2 , presentan un alto grado de precisión, como lo confirma su valor-p de cada modelo (tabla 16).

Tabla 16 Precisión del modelo de superficie de PC en función de los proximales.

MODELO	COEFICIENTES	RESIDUOS	R^2_{aj}	p ($\alpha=0.05$)
$PC(CF, CS)$	$\beta_0=18.667$	-0.021862	0.9847	2.02×10^{-5}
	$\beta_1=-0.3269$	0.018899		
	$\beta_2=0.3675$	0.151626		
	$\beta_3=0.0189$	-0.112233		
	$\beta_4=-0.0172$	0.044974		
	$\beta_5=-0.0099$	-0.015369		
		-0.066035		
$PC(MV, CS)$	$\beta_0=17.1418$	-0.021130	0.9849	1.93×10^{-5}
	$\beta_1=-3.4283$	0.018536		
	$\beta_2=-4.0876$	0.151025		
	$\beta_3=0.0187$	-0.111776		
	$\beta_4=0.0111$	0.042344		
	$\beta_5=0.0479$	-0.014101		
		-0.064898		
$PC(CF, MV)$	$\beta_0=-13.909$	-0.021118	0.9844	2.09×10^{-5}
	$\beta_1=2.0542$	0.018721		
	$\beta_1=3.6123$	0.153981		
	$\beta_3=0.0100$	-0.112383		
	$\beta_4=-0.02046$	0.042397		
	$\beta_5=-0.02782$	-0.014315		
		-0.067288		

Las evidencias conseguidas por este análisis confirman que el contenido disponible de los proximales y los valores de PC de los FVBW los hacen atractivos (viable) a la posibilidad de procesarlos como sucede con las fuentes de biomasa leñosa, no leñosa y residuos agrícolas, que ha sido sometidos por algún tratamiento (densificado, pirólisis, carbonización hidrotérmica, gasificación, torrefacción) para su conversión en energía (Džupková et al., 2020; Gami et al., 2011; Gani, Erdiwansyah, et al., 2023; García et al., 2012; Hossain, 2019; Matali et al., 2016; Nhuchhen et al., 2014; Osman et al., 2019; Picchio et al., 2020; Rehan et al., 2019; Senila et al., 2020; H. B. Sharma et al., 2019; H. B. Sharma & Dubey, 2020a; R. Sharma et al., 2019; Veza et al., 2022; Zhang et al., 2018; Zhou et al., 2014).

10.10 ANÁLISIS ELEMENTAL ORGÁNICO

Los resultados del análisis elemental orgánico por cada componente encontrado en las muestras de FVBW se resumen en la tabla 17. Los FVBW son una mezcla heterogénea y su composición física resulta de un proceso aleatorio, que incide sobre las propiedades de la biomasa, por lo que a través del conocimiento del contenido elemental orgánico (C, H, O, N y S) se encontró una explicación más íntima de la composición de la biomasa y su relación con el valor de PC; de esta forma se identificaron los componentes que tienen la mayor contribución al PC y su contenido de elementos químicos como N y S que podrían participar en la formación de sustancias no deseables (NO_x y SO_x) durante la combustión. El poder calorífico es un parámetro fundamental para determinar la utilidad de los FVBW como una fuente de biomasa para su conversión en energía y su aplicación particular en un dispositivo gasificador (Basu, 2010).

Tabla 17 Concentración de C, N, H, S y O, por componente y del aserrín como testigo.

COMPONENTE	ELEMENTALES					PC, (MJ kg^{-1})
	C	N	H	S	O	
Aguacate	45.1	1.4	6.5	0	46.9	20.26
Brócoli	40.1	4.9	5.8	3.4	45.9	15.93
Cebolla	40.9	3.1	5.5	3.2	47.3	15.73
Cilantro	41.6	3.5	5.4	3	46.5	15.25
Lechuga	40.1	3.6	5.4	2.9	48.1	14.33
Limón	42.3	1.9	5.6	2.7	47.4	16.59
Melón	42.4	3.4	5.6	3	45.7	16.38
Naranja	43.4	1.6	6	0	49	17.48
Papa	42.5	3.3	5.9	2.7	45.5	17.7
Pepino	40.9	4.4	6.6	3	45.1	21.11
Piña	44.1	2.5	5.8	2.8	45	17.86
Plátano	42.4	2	5.8	2.7	47.1	17.3
Repollo	46.6	3.4	5.7	3.3	41	19.06
Zanahoria	43.3	2.1	5.6	0	49.1	17.08
Aserrín	47.9	1.3	6.1	2.8	41.9	20.06

La tendencia de los valores de PC, presentó una respuesta específica en función de la concentración de cada uno de los elementos químicos orgánicos. En cuanto a la

relación entre PC y la concentración de C encontrada en cada componente de los FVBW, el valor de PC exhibe una tendencia creciente conforme se registran incrementos en el contenido de C (figura 22a). De acuerdo con el valor de r y p (0.0438) de la correlación PC vs C, es la segunda más fuerte, por lo que se infiere que los cambios en la concentración de C tienen un efecto significativo sobre el valor de PC. El valor máximo de la concentración de C de los FVBW corresponde a la muestra de aguacate (45.1%), al que le pertenece el segundo valor mayor de PC (20.26 MJ kg⁻¹); mientras que las muestras de brócoli y lechuga, registraron el valor mínimo (40.1%) de la concentración de C con valores de PC de 15.93 MJ kg⁻¹ y 14.33 MJ kg⁻¹, respectivamente, siendo éste último a su vez, el valor mínimo de PC; esta tendencia es congruente con la reportada por (Telmo et al., 2010).

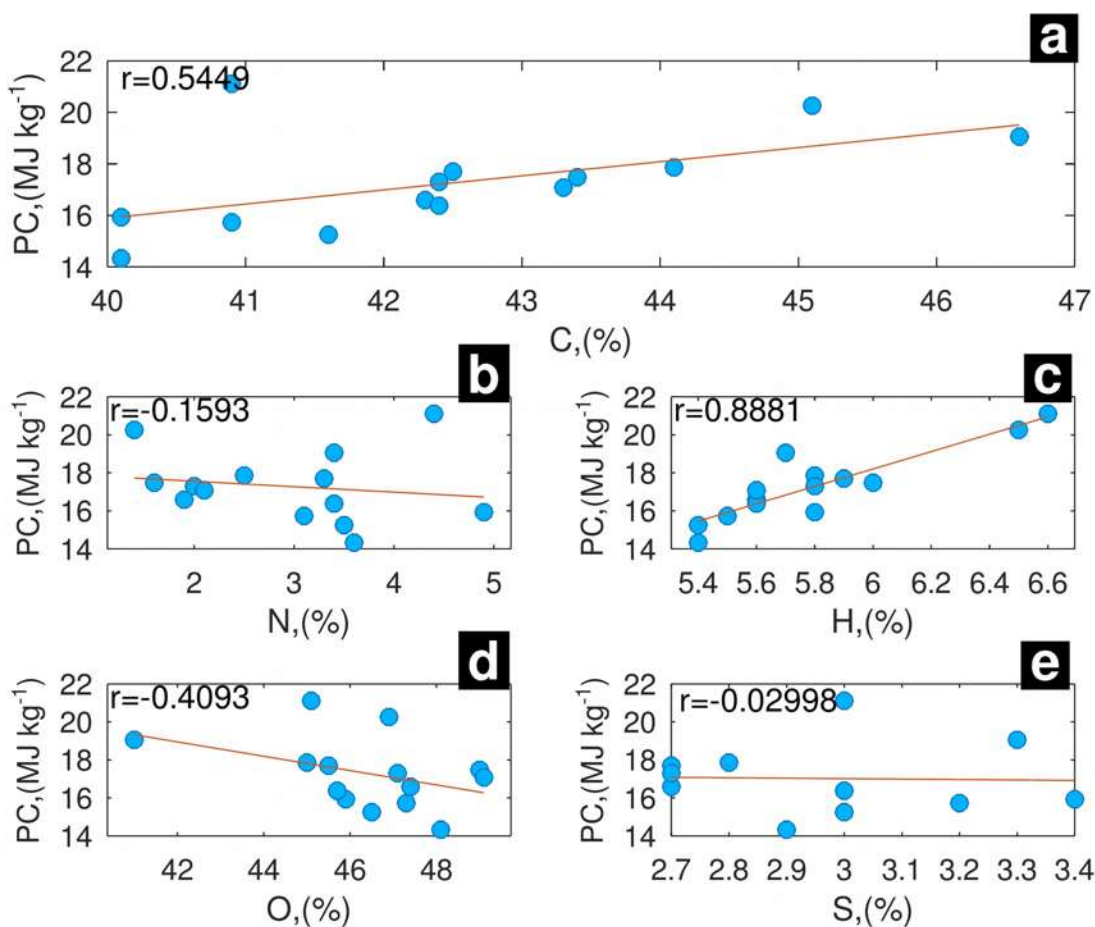


Figura 22: Tendencia de PCS respecto a: a) Carbono, b) Nitrógeno c) Hidrógeno, d) Oxígeno, y e) Azufre respectivamente, por componente de FVBW.

Un mayor contenido de C en la biomasa indica mayor disponibilidad de energía (Gani et al., 2023). El valor promedio de la concentración de C en los FVBW (42.54%) fue de cerca de 9.5% menor al de muestras de FORSM (52.0%) reportadas por (Lucian et al., 2018). El contenido de N en los FVBW analizados en este estudio (2.93%) también es menor (3.6%) al reportado por los mismos investigadores y en cuanto al contenido de O (35.96%), los FVBW son cerca de 3.9% mayor al reportado para los FROSM (32.3%). La tendencia de PC respecto a la concentración de N, es contraria a la correlación exhibida por la concentración de C; su valor r demuestra la tendencia a disminuir de PC conforme se incrementa el contenido de N en los componentes de los FVBW. Por otro lado, de acuerdo con el valor de r y p (0.5864) los valores de PC respecto a N presentan el segundo coeficiente r más bajo, en concordancia con la dispersión de los datos (figura 22b), lo cual indica que no hay una relación lineal significativa entre los valores de PC y el contenido de N. En este caso r^2 (0.0254) señala que sólo 2.54% de los datos de PC guardan una relación lineal con respecto a los datos del contenido de N. La ausencia de correlación lineal de PC vs. N impide establecer con claridad la correspondencia entre estas dos variables; el valor máximo de la concentración de N, le pertenece a la muestra de brócoli (4.9), asociado a un valor de PC = 15.93 MJ kg^{-1} , respecto del cual, hay cuatro valores menores a éste, pero con menores concentraciones de N; en tanto el segundo valor mayor de N (4.4%) le pertenece a la muestra de pepino, que a su vez presentó el valor máximo de PC = 21.11 MJ kg^{-1} ; estos resultados demuestran que la correlación lineal entre los valores de PC y los valores de la concentración de N, es incapaz de describir la relación entre estas dos variables, por lo tanto no se puede establecer con precisión que una correlación lineal explique la asociación entre PC y los valores del contenido de N. El contenido de H tiene una relación proporcional con los valores de PC (figura 22c), consecuentemente su valor r (0.8881) confirma dicha relación. El valor r y p (0.00002) de la correlación PC vs. H demostró ser el más fuerte que hay entre todos los elementos químicos orgánicos y PC, de esta relación se infiere que los cambios en los valores de H tienen un efecto significativo en los cambios de los valores de PC. Las

muestras de pepino y aguacate registraron los mayores contenidos de H (6.6% y 6.5%, respectivamente); la muestra de pepino registró el valor máximo de PC (21.11 MJ kg^{-1}). La tendencia que exhibe PC respecto con los valores de la concentración de O es decreciente a medida que se incrementa la concentración de O (figura 22d), así lo indica su valor r , aunque también indica que no hay una fuerte correlación lineal entre PC y los valores del contenido de O, consistente con la dispersión que exhiben los datos; de hecho, su valor r y p (0.9303), confirman que no hay una relación lineal significativa entre estas dos variables. Los valores mayores de la concentración de O le pertenecen a las muestras de naranja y zanahoria (49 y 49.1 respectivamente) que a su vez registraron los valores de $\text{PC} = 17.48 \text{ MJ kg}^{-1}$ y $\text{PC} = 17.08 \text{ MJ kg}^{-1}$ respectivamente. El valor mínimo de la concentración de O, le pertenece a la muestra de repollo (41) y su valor de $\text{PC} = 19.06 \text{ MJ kg}^{-1}$ es el tercero de los tres mayores; esta dispersión de los datos muestra que la correlación lineal no explica la tendencia de la relación que existe entre los valores de PC y la concentración de O. La tendencia de los valores de PC respecto a los valores de la concentración de S, presentan la correlación más débil (figura 22e), la dispersión de los datos de PC respecto a la concentración de S, su valor r y p (0.9303) lo confirman; su valor r sugiere una tendencia decreciente a medida que el contenido de S se incrementa en los componentes de los FVBW; sin embargo, esta tendencia no está claramente marcada, por lo que no se puede aseverar con precisión que así sea. Se observaron tres valores que comparten la misma concentración de S (2.7%) que corresponden a las muestras de limón, papa, y plátano, pero es notable la diferencia que hay entre sus valores de PC (16.59, 17.7 y 17.3 MJ kg^{-1} respectivamente); otro grupo de tres muestras que se observó con una situación similar, en la que comparten el mismo contenido de S (3%) son las muestras de cilantro, melón y pepino, donde las diferencias entre sus valores de PC (15.25, 16.38 y 21.11 MJ kg^{-1} respectivamente), son aún mayores que el primer grupo; consecuentemente con el valor crítico de r , se confirma que no hay una correlación lineal significativa entre PC y la concentración de S. Su valor r^2 (0.0008) demuestra que ni el 0.1% de los valores de PC presentan una relación lineal con los

valores de la concentración de S. El orden descendente de los valores de r ($H > C > O > N > S$) indica que la concentración de H provoca una respuesta con cambios más significativos en los valores de PC que el resto de los elementos químicos orgánicos y después la correlación entre los valores de PC y el contenido de C. Los valores de la razón atómica H/C y O/C de la biomasa, nos permiten entender su relación con PC. La relación de los valores de O/C contra H/C de los componentes de FVBW siguen el mismo patrón que exhibe la biomasa leñosa y no leñosa (Leng et al., 2020; Lohri et al., 2018; Nagy & Dodó, 2020; Singh et al., 2017; Veza et al., 2022); como se observa en el diagrama de von Krevelen (figura 23a).

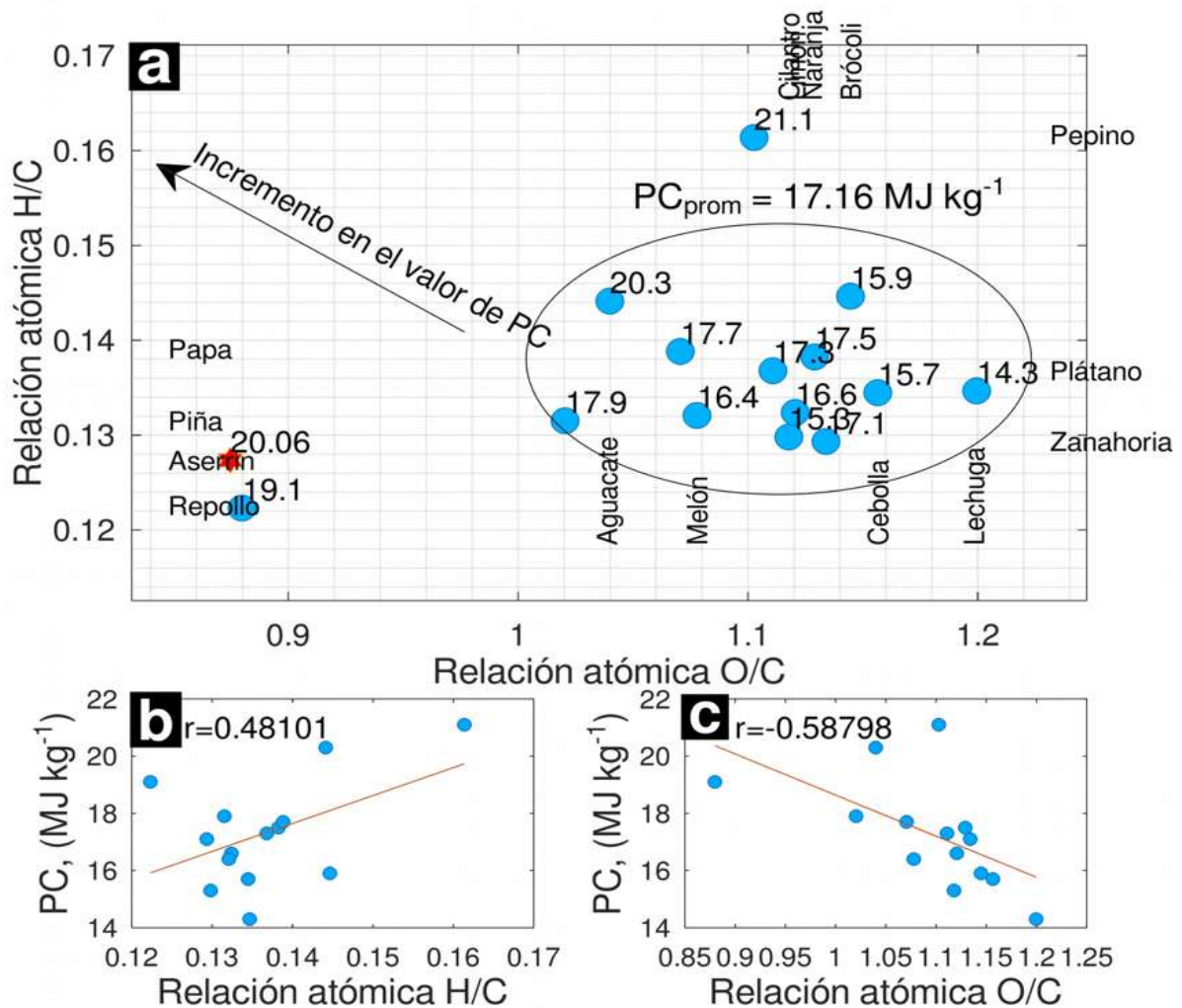


Figura 23: Diagrama de von Krevelen para los componentes de los FVBW

Los resultados experimentales demuestran que se encuentran dentro del intervalo característico de la biomasa leñosa ($0.7 \leq O/C \leq 1.3$ y $0.075 \leq H/C \leq 0.25$). Los valores típicos de O/H en la biomasa son mayores a los del carbón, como los que publicaron (Sher et al., 2020); quienes reportaron valores de O/C entre 0.99 y 1.29, derivados del análisis de seis tipos de fuentes de biomasa vegetal y comparados con los valores del carbón ($O/C = 0.70$, $H/C = 0.09$). El valor de PC del biocombustible tiende a incrementarse conforme el cociente O/C disminuye y el cociente de H/C aumenta (Basu, 2010; Lohri et al., 2018; K. Wang & Tester, 2023). La línea de tendencia que relaciona los valores de PC y la razón atómica H/C indica un comportamiento creciente entre estas dos variables, sin embargo, su valor de r y $p(0.8164)$ muestra que no tienen una relación lineal significativa (figura 23b). Esto explica porqué en el diagrama de von Krevelen la mayoría de los resultados experimentales se concentran entre valores H/C de 0.13 a 0.14. En cuanto a la relación entre los valores de PC y la razón atómica O/C, presenta una línea de tendencia decreciente, como lo señala su valor r y $p(0.027)$ (figura 23c), por lo que entre estas dos variables existe una relación lineal significativa. La muestra de repollo, incluso la de aserrín, poseen los valores de la razón atómica H/C y O/C mas bajos. El conjunto de datos que tiende a agruparse en el intervalo comprendido entre los valores de la razón O/C de 1 a 1.2, registran un promedio de $PC = 17.16 \text{ MJ kg}^{-1}$; en general se observa que los datos se dispersan conforme a la tendencia mostrada en el diagrama de von Krevelen; dicha tendencia es la que adoptan los datos de la biomasa leñosa (Basu, 2010; H. B. Sharma & Dubey, 2020a). Los cambios que sufre el valor de PC en función del cambio en los valores de la razón atómica O/C son más notables que los cambios debidos a la razón atómica H/C. Los valores de PC de los FVBW de melón y papa, registran valores cercanos entre si, de la razón atómica O/C, por otro lado el valor de la razón H/C de la muestra de melón es menor que la de papa; de acuerdo con la tendencia señalada, el valor de PC de la muestra de melón debería reportar un valor mayor al de papa, sin embargo de hecho no es así. Como éste ejemplo hay otros casos dentro del grupo acotado en la elipse, respecto a este análisis, este fenómeno se explica por el hecho de que los valores de

PC están sujetos a otras fuentes de variación; como podrían ser la concentración de los compuestos estructurales, por ejemplo, la cantidad de energía que entregan la oxidación de las moléculas de celulosa no es la misma cantidad de energía que la que entregan las moléculas de hemicelulosa o lignina, de modo que la concentración de estos compuestos en cada uno de los FVBW es variable y por lo tanto también influye sobre el valor de PC. Por lo que no es sólo comparar altos o bajos valores de la relación H/C contra O/C, sino saber de qué moléculas se liberan los átomos de H. Se puede distinguir con claridad la contribución de cada componente de los FVBW al valor de PC. La comparación de los resultados del contenido de los elementos químicos orgánicos entre los grupo de las cáscaras de frutas y las de verduras presentados en la figura 24, son congruentes con la relación que hay entre el contenido de C y la energía disponible en la biomasa que han mencionado otros autores (Gani, Erdiwansyah, et al., 2023; Libra et al., 2011; Lohri et al., 2018; Matali et al., 2016).

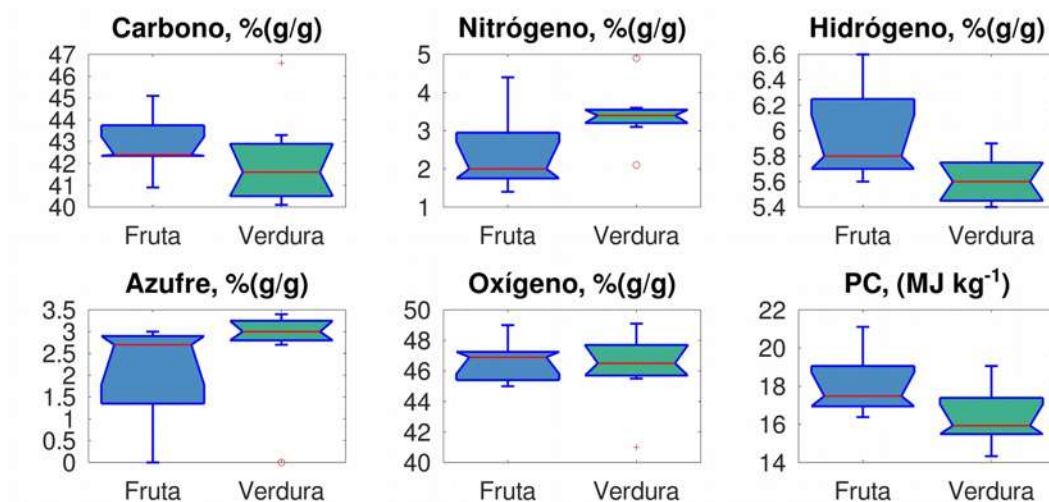


Figura 24: Diferencia del contenido de elementos químicos y PC, entre los grupos.

Los valores más altos de PC de los FVBW se atribuyen a las cáscaras de frutas; las cuales tienen en general mayor contenido de C, que las de verduras; por otro lado, el contenido de N y S es menor; esto explica porqué el valor de PC es más bajo en las cáscaras de verduras; a pesar de tal discrepancia interna, la cantidad de energía que ofrecen los FVBW es atractiva. El valor promedio de la concentración de C y N en los

FVBW resultó inferior a los de FORSM (52.0% y 3.6%, respectivamente) previamente reportado por (Lucian et al., 2018); por el contrario, la concentración de O en los FVBW es ligeramente superior a la de los FORSM (32.3%). Los valores obtenidos de la relación de la concentración elemental relativa de la terna C-O-H, permitió dilucidar el tratamiento más recomendable de acuerdo con la región que ocupan en el diagrama ternario (figura 25).

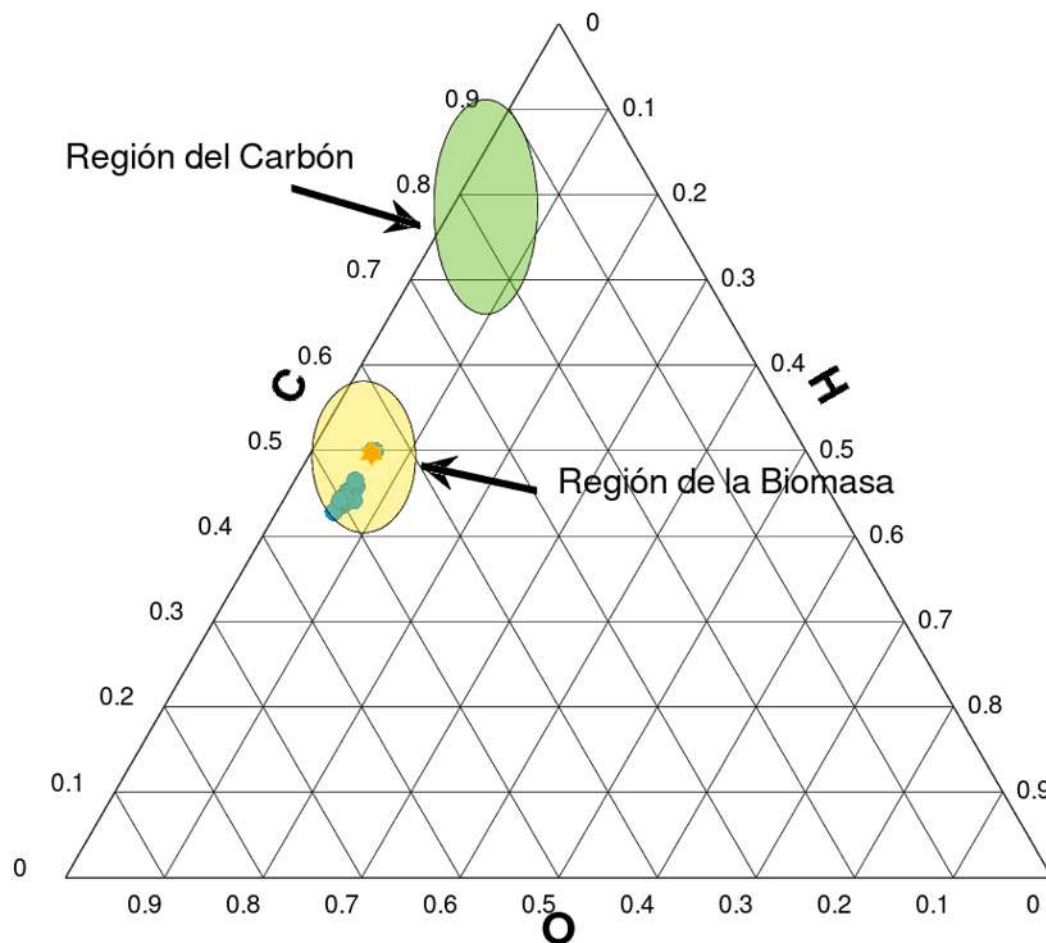
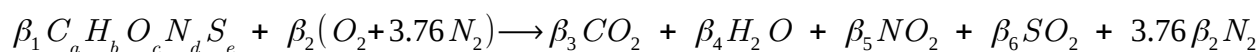


Figura 25: Clasificación de los FVBW respecto a la concentración de C, H y O.

Se observó que los valores de la fracción relativa atómica (C, O, H) de los FVBW se encuentran en la región donde aparecen los valores típicos de la biomasa leñosa y no leñosa como señala (Basu, 2010). Los resultados son congruentes con los de podas de

jardines domésticos que previamente reportaron (H. B. Sharma et al., 2019), y los residuos de alimentos que reportaron (Zhou et al., 2014). La región del carbón sirven de marco de referencia para destacar que los valores de la terna C-O-H encontrados en la biomasa, comparados con los de la región del carbón, presentan una diferencia sustancial, esto explica la diferencia que hay con los valores del poder calorífico del carbón, el cual es superior a los de la biomasa. La biomasa que registra alta concentración de carbono y baja concentración tanto de H como de O, no son buenos candidatos para la densificación (Basu, 2010). En cambio, la biomasa con escaso contenido de H y O es más susceptible a tratamiento hidrotérmico. La biomasa como la recuperada de los FVBW, que presenta mayor contenido relativo de H y O, pero menor contenido de carbono que el carbón, es más probable su procesamiento por densificado. Incluso el efecto de los compuestos estructurales de los FVBW se ve reflejado sobre la concentración relativa atómica de los elementos químicos orgánicos, típicamente la lignina tiene más carbono y menos oxígeno que la celulosa y la hemicelulosa (Basu, 2010), y se evidencia en el menor contenido relativo de carbono que presentan las muestras de FVBW comparada con la de la muestra de aserrín. La pirólisis lenta ha demostrado ser una técnica eficaz para incrementar contenido de C y reducir el contenido de O significativamente de biomasa seca, aunque reduce el contenido de H más que el método hidrotérmico, el cual también mejora el contenido de C y reduce el contenido de O pero sin perder tanto H como la pirólisis lenta. Por las características químicas de los FVBW se infiere que son susceptibles de tratar por cualquiera de estos dos métodos para mejorar su desempeño energético como lo han publicado otros autores (Kambo & Dutta, 2015; H. B. Sharma et al., 2019), acercando el contenido de C-O-H a la región del carbón. Además de toda la información que ofrecen los resultados de los análisis elementales en relación con PC y la concentración de C, H, O, N y S; éstos son especialmente útiles en la determinación de la relación combustible-aire teórico (m_c/m_a) para la combustión eficiente de los FVBW, así como en la determinación de la concentración de los gases de combustión (Nagarajan & Prakash, 2021); a partir de la estequiometría de la reacción:



la cual se resolvió para los 14 componentes de los FVBW; se consideró que ocurre combustión completa y hay temperatura suficiente para la formación de NO₂ sólo a partir de los átomos de N ligados a la biomasa. Los valores del número de átomos (a, b, c, d y e, de C, H, O, N y S respectivamente) se normalizaron y reportaron en la formula mínima de cada componente de los FVBW; estos resultados junto con la relación m_c/m_a y la concentración de los gases de combustión (CO₂, NO₂ y SO₂) se muestran en la tabla 18.

Tabla 18 Aire estequiométrico y gases de combustión por cada componente de FVBW.

FVBW	Formula mínima	m _c /m _a	CO ₂ , (mol/mol _{gc})	NO ₂ , (ppm)	SO ₂ , (ppm)
Aguacate	CH _{1.72} O _{0.73} N _{0.02} S ₀	0.1955	0.1691	2275.0	0
Brócoli	CH _{1.73} O _{0.59} N _{0.09} S _{0.03}	0.1757	0.1557	7093.0	2453.4
Cebolla	CH _{1.59} O _{0.67} N _{0.05} S _{0.02}	0.1897	0.1665	4793.9	2399.9
Cilantro	CH _{1.55} O _{0.54} N _{0.06} S _{0.02}	0.1810	0.1616	5068.1	2170.1
Lechuga	CH _{1.59} O _{0.52} N _{0.06} S _{0.02}	0.1773	0.1587	5384.6	2152.6
Limón	CH _{1.57} O _{0.73} N _{0.03} S _{0.02}	0.1986	0.1726	2952.8	2098.1
Melón	CH _{1.56} O _{0.60} N _{0.05} S _{0.02}	0.1851	0.1641	4881.5	2176.3
Naranja	CH _{1.64} O _{0.75} N _{0.02} S ₀	0.2003	0.1730	2348.9	0
Papa	CH _{1.66} O _{0.63} N _{0.05} S _{0.02}	0.1842	0.1622	4798.3	1953.1
Pepino	CH _{1.91} O _{0.62} N _{0.08} S _{0.02}	0.1719	0.1514	6080.7	2057.6
Piña	CH _{1.55} O _{0.63} N _{0.04} S _{0.02}	0.1900	0.1675	3503.6	1957.7
Plátano	CH _{1.61} O _{0.62} N _{0.03} S _{0.02}	0.1872	0.1650	2923.9	1960.6
Repollo	CH _{1.45} O _{0.53} N _{0.05} S _{0.02}	0.1849	0.1655	4523.6	2182.3
Zanahoria	CH _{1.54} O _{0.65} N _{0.03} S ₀	0.1950	0.1712	3066.3	0

m_c : moles de combustible, m_a : moles de aire, mol/mol_{gc} : moles de producto por unidad de gases totales de combustión.

Evidentemente los valores de a, b, c, d y e, influyeron en los resultados de los coeficientes estequiométricos y en consecuencia tanto en la relación m_c/m_a, como en la concentración de los gases de combustión. De estos resultados se puede ver que los FVBW de naranja son los que registraron el valor máximo de m_c/m_a (0.2003), esto indica que es el que menor cantidad de aire requiere para llevar a cabo la combustión, en tanto la muestra de pepino registró el valor mínimo de la relación m_c/m_a (0.1719), por tanto, el que mayor cantidad de aire requiere. Los valores de las concentraciones

de los gases de combustión, demostraron que la muestra de brócoli es la que más contribuye en la generación de dióxido de azufre (SO_2) (2453.4ppm) en tanto las que no contribuyen a la generación de este contaminante son las muestra de aguacate, melón y zanahoria. Sin contar las muestras con valores nulos de SO_2 , la muestra de papa es la que registró el valor menor de la concentración de SO_2 (1953.1ppm). De acuerdo con el promedio, el rango intercuartil y la desviación estándar de los valores de m_c/m_a (tabla 19), exhiben baja dispersión; esto muestra que los valores de m_c/m_a se encuentran en la proximidad de la media; incluso indica la escasa variación en la cantidad de aire necesario para establecer un flujo constante, dentro de un intervalo estrecho (0.1874 ± 0.0085) en la alimentación para satisfacer la cantidad de aire requerida, y por tanto verificar la reacción de combustión de todos los componentes de los FVBW; límites estrechos de tratamiento conduce a procesos más eficaces; es decir, la variación de los valores de la cantidad de aire necesaria para quemar cada componente de FVBW no se tal, que impida realizar la combustión completa de todos los componentes.

Tabla 19 Concentración promedio de gases de combustión

Parámetro	m_c/m_a	CO_2 , (mol/mol _{gc})	NO_2 , (ppm)	SO_2 , (ppm)
Promedio($\pm s$)	0.1874(± 0.0085)	0.1650(± 0.0063)	4095.5(± 1542.9)	1698.7(± 892.2)
Q3-Q1	0.0135	0.008872	0.002090	0.02479

La determinación de la relación m_c/m_a define las condiciones de operación de un quemador. Sin embargo, la relación estequiométrica no es suficiente para definir la operación del quemador, es común que los quemadores trabajen con un margen de error y es necesaria una cantidad de aire mayor que la estequiométrica (Flagan & Seinfeld, 1988). Además de lo anterior la relación m_c/m_a es de gran utilidad cuando existe la necesidad de definir la efectividad de operar un quemador en co-combustión con varios tipos de combustibles. Los resultados de la temperatura adiabática de flama (T_{ad}) se encontraron en el rango de 1657.3 – 2436 K, y promedio 2064.39 (± 204.9 K), mostrando la respuesta que tiene con respecto a la razón atómica H/C, O/C, N/C y S/C; así como con la fracción de cenizas, en relación a cada uno de los componentes de los

FVBW. El máximo valor de T_{ad} es debido a la muestra de aguacate y el mínimo a la de lechuga, este rango de valores es más abierto que los valores de T_{ad} de los combustibles más comunes de origen fósil (diesel, keroseno y gas natural) analizados por (Glaude et al., 2010) a condiciones estequiométricas de reacción, temperatura de 300 K y 1 atm; estos se encuentran en el rango de 2227 a 2309 K. La T_{ad} tiene ligera relación lineal respecto con los valores de H/C; se observa que a medida que se incrementan los valores de la razón atómica de H/C, también los valores T_{ad} tienden a incrementarse, pero no proporcionalmente, como lo indica la pendiente de la línea de tendencia; aunque el valor del coeficiente de Pearson y $p(0.1997)$ indica que no hay una relación lineal significativa entre los valores de T_{ad} y los valores de la razón atómica H/C, ya que su valor r está por debajo del valor crítico; de hecho, es el valor r más bajo de todos los datos analizados de la razón atómica frente a los valores de T_{ad} ; sólo 13.30% de los datos de T_{ad} presenta una relación lineal con respecto a los valores de la razón atómica H/C (figura 26a). Este hecho sugiere que no se tiene un incremento significativo en el valor de T_{ad} al comparar los componentes de FVBW con menor valor de H/C frente a los que registraron valores mayores. En cuanto a la respuesta que presenta T_{ad} con respecto a los valores de la razón atómica O/C, es creciente; como lo confirma la pendiente de la línea de tendencia, incluso, el valor del coeficiente de Pearson y el valor- p (0.0072) indican que hay una relación lineal significativa entre los valores de T_{ad} y los valores de la razón atómica O/C. En este caso el 46.46% de los datos de T_{ad} presentan una relación lineal con los valores de la razón atómica O/C y se puede aseverar que al incrementarse los valores de la razón atómica O/C, el incremento del valor de T_{ad} es proporcional (figura 26b), esta es la correlación más fuerte de entre las razones atómicas de elementos químicos orgánicos y T_{ad} . El valor r de la relación lineal entre los valores de T_{ad} y la razón atómica N/C es el segundo valor más alto (figura 26c); sin embargo, está por debajo del valor crítico, y de acuerdo con su valor- p (0.0716) lo cual significa, que no hay una relación lineal significativa entre los valores de estas dos variables; en este caso, sólo 24.54% de los datos de T_{ad} tienen relación lineal con los valores de la razón atómica N/C; la línea de tendencia indica que

a medida que se incrementa la razón atómica N/C los valores de T_{ad} tienden a disminuir, aunque en realidad no lo hacen en forma proporcional.

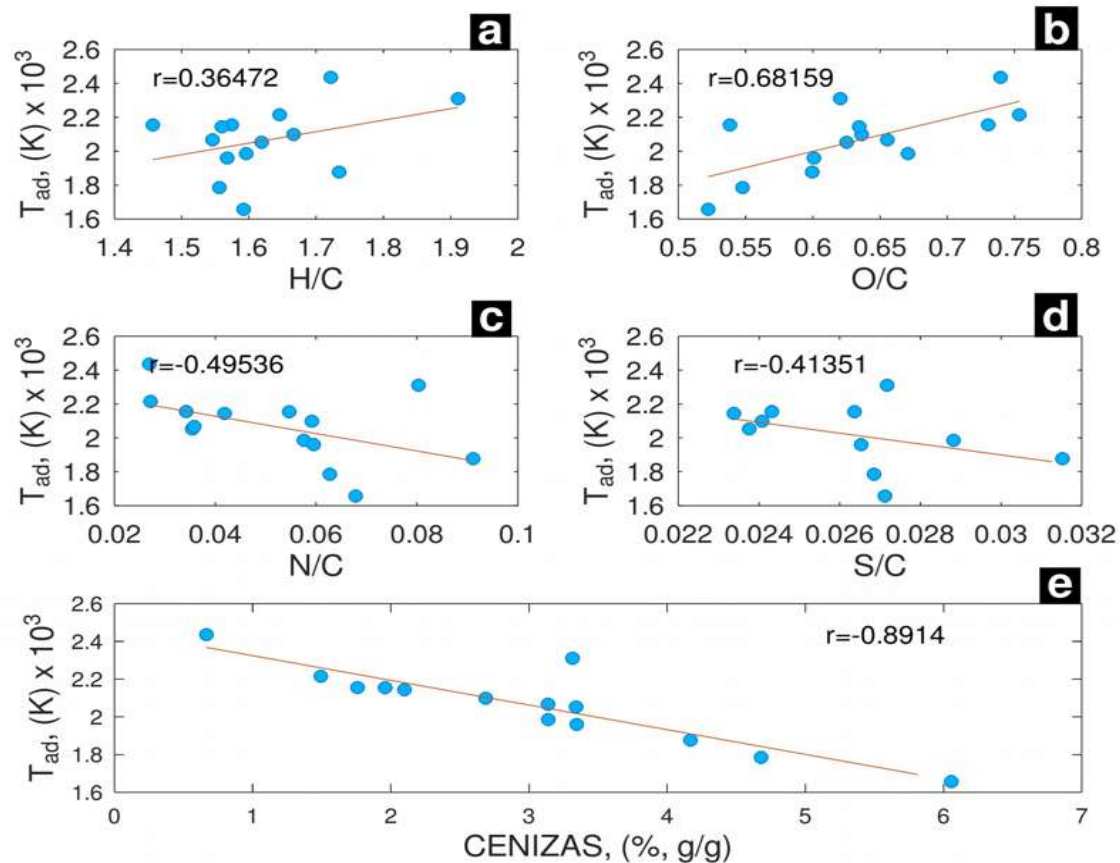


Figura 26: Temperatura de flama y su relación con: a) H/C, b) O/C, c) N/C, d) S/C y e) CS.

La línea de tendencia de la relación entre los valores de la T_{ad} y los valores de la razón atómica S/C, indica que conforme se incrementan los valor de la razón atómica S/C, disminuyen los valores de la T_{ad} (figura 26d); sin embargo su valor r esta por debajo del valor crítico y su vaolr-p (0.2062) indican que no existe una relación lineal significativa, es decir, el incremento en los valores de la razón atómica S/C no es proporcional al decremento de la T_{ad} . La relación entre los valores de T_{ad} y los valores de la fracción de cenizas demuestran tener una fuerte correlación lineal, dado su valor-p (0.000018) y su coeficiente de Pearson, el cual es superior al valor crítico, además el 79.46% de los valores de T_{ad} tienen una relación lineal con los valores de la fracción de cenizas; esto

muestra que existe una relación lineal significativa; la línea de tendencia indica que a medida que se incrementa el valor de la fracción de cenizas, los valores de la T_{ad} decrecen proporcionalmente (figura 26e). La respuesta de la T_{ad} en función de la variación de cada una de las diferentes razones atómicas evidencia como se relacionan por separado; sin embargo, es necesario el análisis de la respuesta de la T_{ad} en función de la interacción entre las fracciones de H/C-O/N, dado que son estas fracciones las que más influyen en el calor liberado por las muestras de FVBW durante la combustión. El modelo de superficie de la T_{ad} en función de las razones atómicas O/C y H/C, ($T_{ad}(O/C, H/C)$); demostró que el máximo valor de T_{ad} se alcanzó cuando se registraron los valores máximos de la razón atómica de O/C y de H/C (figura 27).

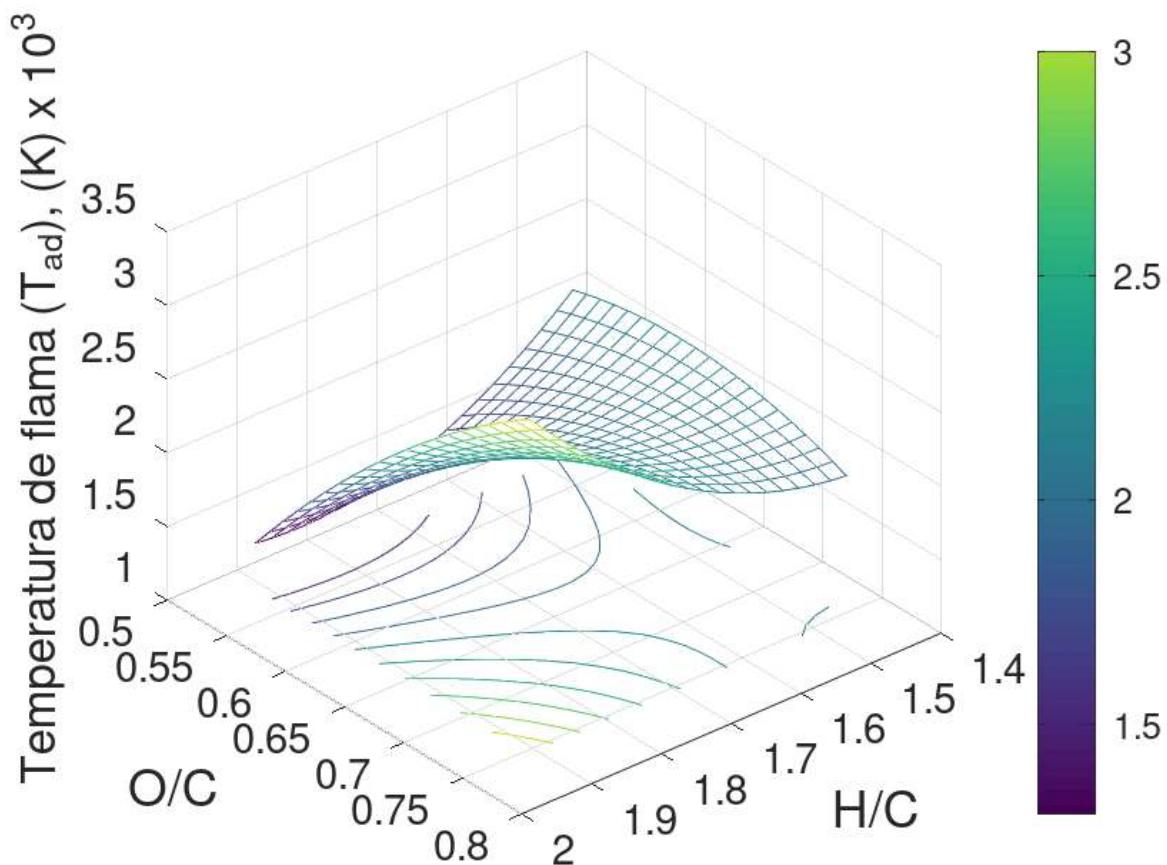


Figura 27: Influencia de la interacción de la razón atómica H/C-O/C sobre T_{ad}

El valor mínimo de T_{ad} se alcanzó cuando la razón atómica O/C presenta su valor

mínimo y la razón atómica H/C su valor máximo. La respuesta de $T_{ad}(O/C, H/C)$ en su valor mínimo se explica dado el hecho de que las razones atómicas O/C y H/C son los responsables de la formación de CO_2 y H_2O respectivamente; en tanto el agua formada durante la combustión, necesita energía para mantenerse en estado vapor, la formación de CO_2 libera la energía durante la combustión que en parte es aprovechada por el agua. La T_{ad} tiende a incrementarse cuando el valor de la razón atómica O/C se mantiene fijo en su valor mínimo y la razón atómica de H/C decrece gradualmente hasta que alcanza su valor mínimo. Esta tendencia es congruente con el hecho de que la formación de agua está limitada por la disponibilidad de H en el biocombustible, a menor disponibilidad de la razón atómica H/C menor formación de H_2O y por lo tanto menos energía repartida en el vapor de agua liberado, permitiendo así alcanzar valores mayores de T_{ad} . Sin embargo, la tendencia a incrementarse de T_{ad} mientras disminuye el valor de la razón atómica H/C, manteniéndose fija la razón atómica O/C en su valor mínimo, es contraria a la tendencia que presenta T_{ad} cuando la razón atómica O/C se mantienen fija en su valor máximo y el valor de la razón atómica H/C desciende gradualmente hasta alcanzar su valor mínimo. La explicación a esta tendencia esta dada por la dependencia de T_{ad} en función de la interacción entre la fracción de cenizas y la razón atómica tanto de H/C como de O/C. Es importante resaltar que la menor variación en T_{ad} ocurre cuando se mantiene fijo el valor de la razón atómica de H/C en su valor máximo y se hace variar la razón atómica O/C desde su valor mínimo hasta el máximo; presentándose una T_{ad} mayor en el extremo del valor mínimo de la razón atómica O/C. La influencia de la interacción cenizas-H/C sobre T_{ad} demostró que en general los valores mayores de T_{ad} aparecen cuando la fracción de cenizas tiende a disminuir y los valores de H/C tienden a incrementarse. El máximo valor de T_{ad} está asociado con el valor mínimo de la fracción de cenizas y el valor máximo de la razón atómica H/C; en consistencia con el resultado encontrado del valor máximo de T_{ad} en función de la interacción de la razón atómica H/C-O/C. Los valores más bajos de T_{ad} aparecen cuando se mantiene fijo el valor máximo de la fracción de cenizas y se hace variar la razón atómica H/C desde su valor mínimo hasta el máximo; mostrando la

importancia que tiene la influencia de la fracción de cenizas sobre T_{ad} (figura 28).

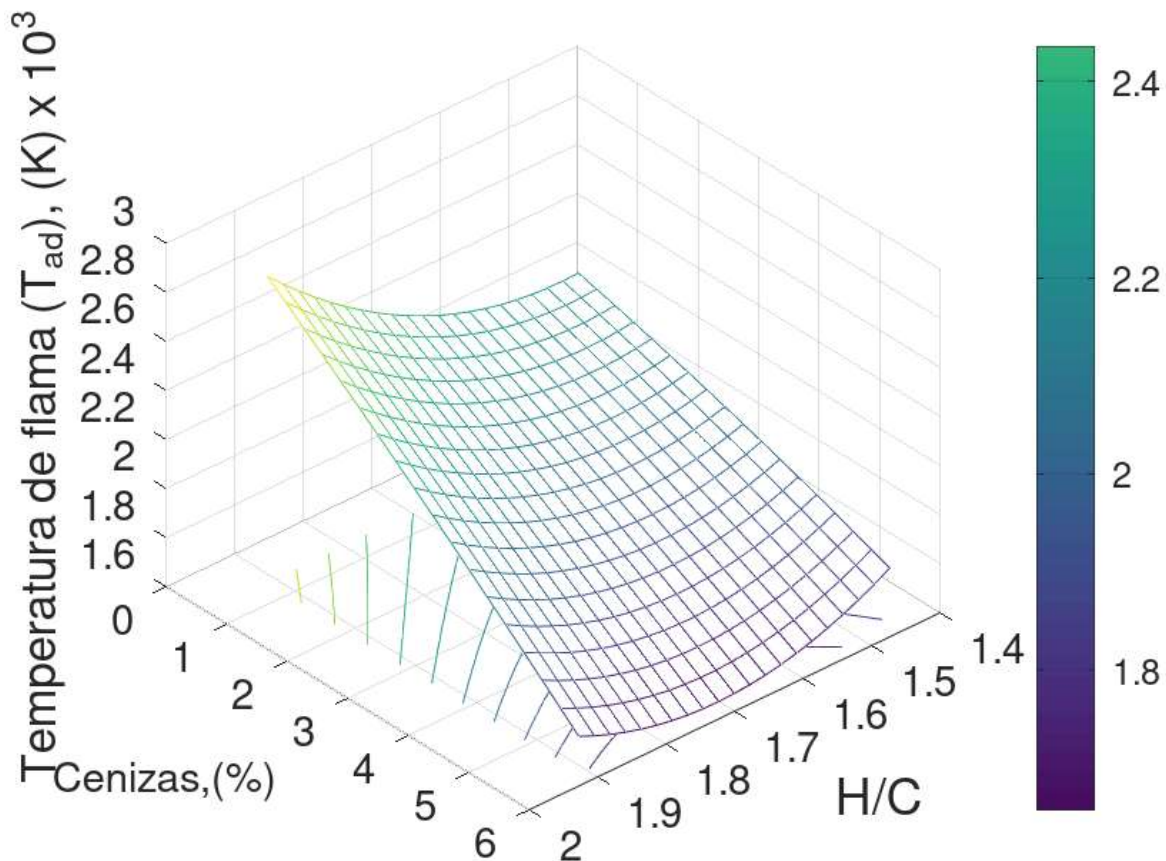


Figura 28: Influencia de la interacción Cenizas-H/C sobre T_{ad}

La influencia de la interacción entre cenizas-O/C sobre la T_{ad} demostró que en general la T_{ad} es más sensible a los cambios de los valores de la fracción de cenizas, la T_{ad} alcanza mayores valores cuando la fracción de cenizas se encuentra en su valor mínimo, siendo así en todo el intervalo de valores de la razón atómica de O/C; es decir, indistintamente del valor que adquiere la razón atómica O/C en todo el intervalo experimental, la T_{ad} tiende a incrementarse a medida que decrece el valor de la fracción de cenizas. El valor mínimo de T_{ad} se registró cuando la fracción de cenizas y la razón atómica O/C alcanzan sus valores máximos (figura 29). Este resultado y el obtenido de la influencia de la interacción de la fracción de cenizas con la razón atómica H/C sobre la T_{ad} , explican la tendencia de la T_{ad} a incrementarse conforme se incrementa el valor

de las razones atómicas H/C y O/C. Sin embargo estos resultados no explican porque el valor mínimo de T_{ad} no se encuentra cuando se alcanza simultáneamente los valores mínimos de la razón atómica tanto de O/C como de H/C asociados al valor máximo de cenizas. Dado que el resultado de la T_{ad} es una consecuencia de la reacción de combustión sería pertinente un estudio posterior basado en el análisis de las reacciones en equilibrio de la combustión de los FVBW en relación con la T_{ad} .

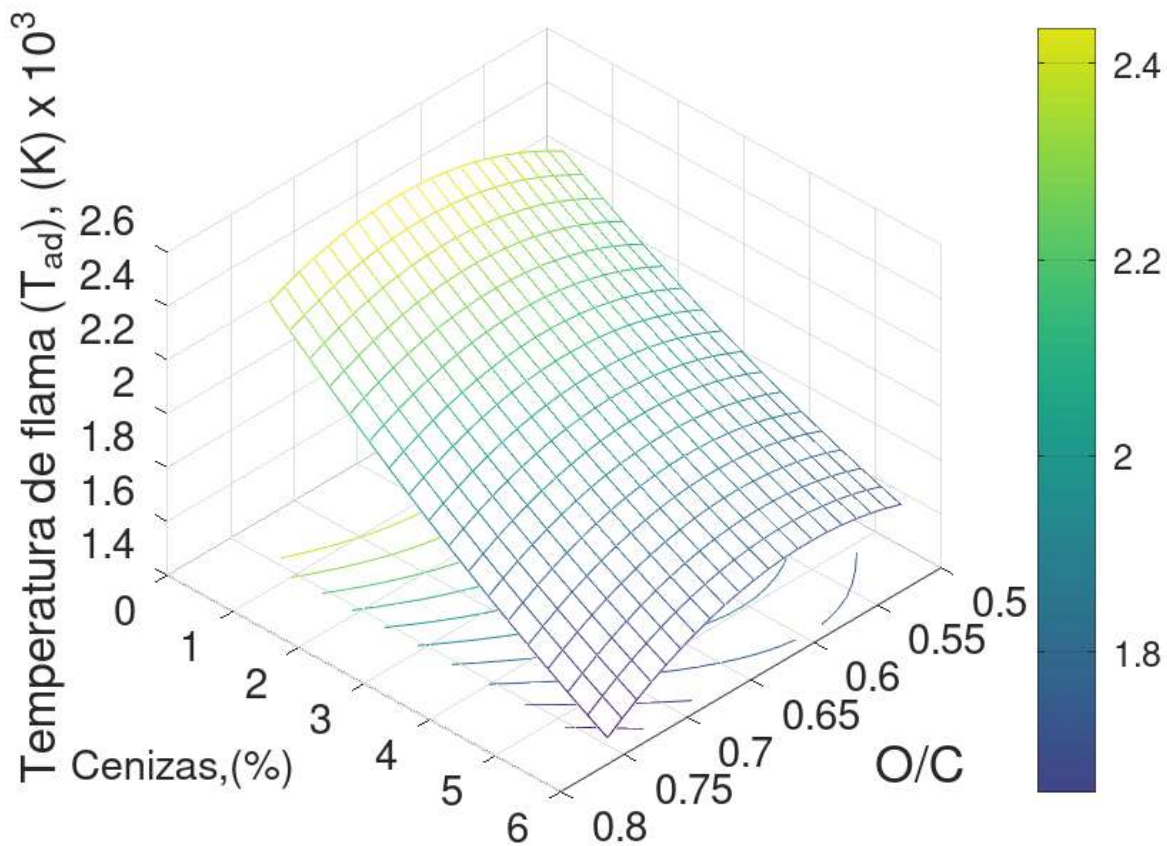


Figura 29: Influencia de la interacción Cenizas-O/C sobre T_{ad}

Los resultados de los análisis proximales, estructurales y elementales aportan la información necesaria para un entendimiento holístico de la composición y el potencial de combustión de la biomasa para su conversión en energía (Gani, Adisalamun, et al., 2023).

10.11 ANÁLISIS EDS DE CENIZAS

Los FVBW además de estar constituidos en su mayoría por bioelementos (C, H, N, O y S), también están constituidos de micronutrientes tales como sodio (Na), calcio (Ca) y magnesio (Mg) que componen sus cenizas, la presencia de estos elementos puede afectar el tratamiento termoquímico de los bioresiduos de forma negativa regularmente, aunque algunos de los elementos químicos que componen las cenizas llegan a beneficiar el proceso termoquímico (Le et al., 2022). Los espectros EDS presentados en las figuras 22c, 22f y 22i, corresponden a las muestras de los lotes uno, tres y cinco respectivamente. En las tres muestras el contenido relativo atómico de sodio Na es homogéneo el cual es el elemento que se encuentra en mayor proporción, después de éste en proporción mucho menor se encuentra el Mg, presente en cantidad comparable en las tres muestras.

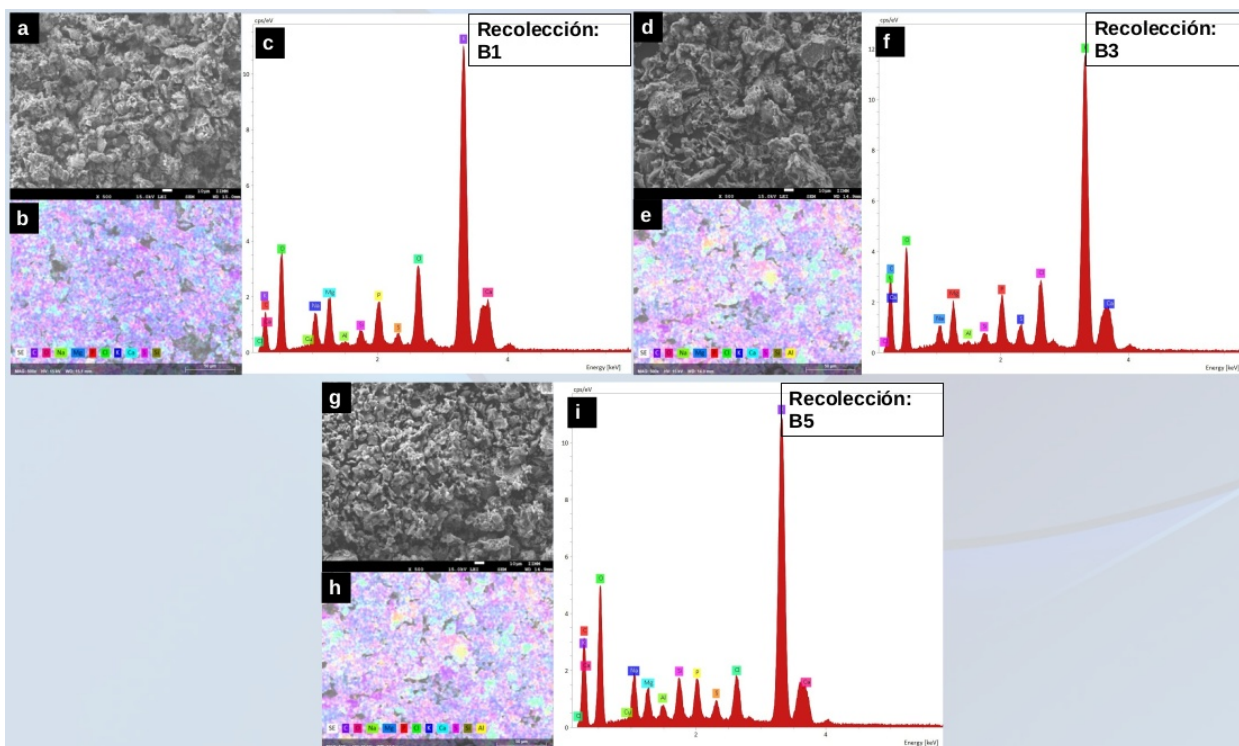


Figura 30: a), d), y g) Micrografía, b), e) y h) Mapeo y c), f) e i) Espectro EDS de los lotes uno, tres y cinco respectivamente.

El mapeo de los elementos químicos inorgánicos (figuras 22b, 22e y 22h) los presenta

repartidos homogéneamente en la muestra. Estos resultados muestran que su composición elemental inorgánica es homogénea entre los lotes. El exceso (mayor a 5%) de cenizas restaría la eficiencia térmica del biocombustible (Pradhan et al., 2018). El alto contenido de cenizas en la biomasa tiene efectos importantes sobre la eficiencia térmica del biocombustible sólido (Sgarbossa et al., 2014), las implicaciones van desde la eficiencia térmica hasta la logística, es recomendable que el contenido de cenizas esté por debajo del 5%; para los tipos de biomasa que presentan contenidos mayores, se han propuesto métodos para resolver esta situación, entre ellos: la modificación del sistema de quemado, la preparación de mezclas de biomasa, la co-combustión y la transformación (alteración) de la biomasa por torrefacción, pirólisis, gasificación o carbonización hidrotérmica. El porcentaje de cenizas superior al 5% que presentan los FVBW motiva la decisión de limitar su aprovechamiento para obtener pellets de FVBW únicamente. El tratamiento hidrotérmico ha demostrado ser una alternativa para valorizar los bioresiduos que tienen alto contenido de MV y CS, esta técnica reduce el contenido de cenizas y MV, en tanto incrementa el contenido de CF (H. B. Sharma & Dubey, 2020a).

10.12 PREPARACIÓN DE LOS PELLETS

Se obtuvieron 4.696 kg de pellets de biomasa de FVBW, a partir de 5.200 kg alimentados al pelletizador. Los pellets obtenidos de los FVBW (P-FVBW) presentaron formación continua de su estructura cilíndrica y sin fisuras, se aprecia con claridad la película vítrea, lo cual es un indicativo de la presencia de proteínas, lípidos y lignina, consistente con la disponibilidad de compuestos extraíbles obtenidos en los resultados de CLC; exhibe un recubrimiento uniforme sobre toda la superficie del pellet; se distinguen por su color marrón intenso (figura 31).



Figura 31: Pellets obtenidos de FVBW

A diferencia con los pellets de aserrín de pino (P-A), aunque también exhibe la formación de la película vítrea, estos presentaron fisuras superficiales. Este resultado indica que la temperatura de operación del dado en el pelletizador ($90 < T, (^{\circ}\text{C}) < 110$) fue suficiente para conseguir formar la película vítrea en los dos tipos de biomasa; sin embargo, la aparición de fisuras en los P-A sugiere que sería necesario ajustar los parámetros de operación del equipo o de las propiedades del aserrín, como son: incrementar la presión y/o la temperatura, añadir un aglutinante, incrementar el contenido de humedad o una combinación de estas, casi en cualquier caso, esto representa mayor gasto económico y de energía. Los P-A presentan su color blanquecino característico (figura 32); las fisuras en su superficie interrumpieron la formación continua de la película vítrea, lo cual los deja expuestos a sufrir fácilmente la absorción de la humedad ambiental y por lo tanto disminuye su durabilidad y acelera su descomposición, comprometiendo su integridad mecánica, su funcionalidad y eficiencia en la combustión.



Figura 32: Pellets obtenidos del aserrín

Los P-A se obtuvieron después de tres pasos por el equipo; en tanto, los P-FVBW se obtuvieron con sólo dos pasos; desde luego, menor número de pasos por el equipo significa un ahorro en el consumo de energía; es decir, los P-FVBW consumieron al rededor de un tercio menos de la energía necesaria en el pelletizador para obtener los P-A. Esta es una respuesta de la compactación de la biomasa en función de los compuestos estructurales; como lo indica Mostafa et al., (2019), quien reportó que el consumo de energía necesaria durante la compactación de la biomasa disminuyó conforme se incrementó la cantidad de un aglutinante, la presencia del aglutinante mejora la plasticidad de la biomasa e incrementa la densidad del pellet. Este resultado sugiere que la concentración de compuestos extraíbles en los FVBW, muy superior a la de aserrín, derivó en un menor número de pasos por el pelletizador, lo que sugiere un ahorro de energía en esta etapa de la preparación de los P-FVBW. La comparación de las propiedades de los P-FVBW y de aserrín de pino se resumen en la tabla 20.

Tabla 20 Propiedades físicas y químicas de los pellets

Propiedad	P-FVBW	P-A	Rango	Referencia
PC, (MJ kg⁻¹)	18.0178(±0.084)	20.063(±0.017)	15-21 ≥14.5 ^{a,b}	(Bajwa et al., 2018) (Rupasinghe et al., 2023)
C, (%)	43.11	47.97	40.01 – 42.32	(Unpinit et al., 2015)
Durabilidad	96.267(±0.231)	96.000(±0.800)	≥97.5 ^a ≥96 ^b	(Rupasinghe et al., 2023)
L, (cm)	3.202(±0.628)	2.936(±0.574)	0.315 - 4	(Rupasinghe et al., 2023)
D, (cm)	0.627(±0.010)	0.623(±0.008)	0.6 – 2.5	(Rupasinghe et al., 2023)
ρ, (kg/m³)	1225.922(±53.794)	1183.043(±49.568)	1000 - 1400	(Mostafa et al., 2019)
ρ_B, (kg/m³)	595.2071(±5.919)	555.6785(±12.529)	≥600	(Picchio et al., 2020)

Nota: a: Pellets clase A para uso residencial, b: Pellets clase B para uso industrial.

Los resultados de PC que ofrecen los tipos de pellets obtenidos, son congruentes con el contenido de C, se observó que los P-FVBW tienen menor contenido de C y por lo tanto su valor de PC es menor al de los P-A; no obstante, esta por arriba del valor de diferentes tipos de biomasa de residuos agrícolas, reportados previamente por Bajwa et al., (2018), como son: la paja de canola (17.4 MJ/kg), de trigo (14.41 MJ kg⁻¹), de arroz (15.17 MJ kg⁻¹), de cebada (14.7 MJ kg⁻¹), y de avena (17.8 MJ kg⁻¹); el bagazo de la caña de azúcar (16.91 MJ kg⁻¹); la breña (17.36 MJ kg⁻¹); siendo comparable con el rastrojo de la caña de maíz (18.05 MJ kg⁻¹) y el de rabillo de algodón (18.1 MJ kg⁻¹). Por otro lado, la comparación con los valores de algas analizadas por Plis et al., (2015) *Cladophora glomerata* (10.29 MJ kg⁻¹), *Posidonia oceanica* (12.82 MJ kg⁻¹), son inferiores, pero comparable al reportado de *Nannochloropsis gaditana* (18.53 MJ kg⁻¹). Los valores reportados por Ross et al., (2008) de 6 tipos de especies de algas analizadas se encontraron en el rango de 15 a 17.6 MJ kg⁻¹, también resultaron

inferiores al los obtenidos de P-FVBW en este trabajo. En cuanto a la comparación con 17 especies forestales reportado por Telmo et al., (2010), el valor de PC de P-FVBW se encuentran dentro del rango de sus resultados (17.6 a 20.7 MJ kg⁻¹). Las propiedades mecánicas de los P-FVBW son comparables a los obtenidos por pellets de biomasa leñosa, sin la necesidad de aumentar el costo energético en el acondicionamiento de la biomasa antes de alimentarla al pelletizador o en el pelletizador para conseguir la compactación. Al comparar los resultados de las propiedades de los P-FVBW contra los P-A, se observó que los P-FVBW presentan valores superiores de sus propiedades mecánicas; si bien, la densidad del pellet se incrementa en proporción con la presión durante la compactación de la biomasa, los CLC también intervienen, para incrementar la densidad, y disminuir el gasto de energía para conseguir una compactación eficiente, especialmente la presencia de proteína a presión y temperatura relativamente altas, facilita la difusión de las partículas para llenar los espacios vacíos entre partículas (Mostafa et al., 2019); es precisamente este hecho, el que ocurre debido al mayor contenido de extraíbles en los FVBW, por ello la densidad de los P-FVBW es mayor que la de los P-A. La influencia de la concentración de extraíbles, también se vio reflejada tanto en la mayor durabilidad, en los P-FVBW que en los de aserrín de pino. Las propiedades de los P-FVBW, se encuentran dentro de los rangos que reportó Mostafa et al., (2019) de un conjunto de datos con propiedades de pellets obtenidos de 26 tipos de biomasa, los valores de la durabilidad se encuentran en el rango entre 29.0 a 99.0%; la longitud entre 1.23 a 4.5 cm; el diámetro de 0.6 cm; la densidad del pellet entre 111 a 1482 kg/m³ y la densidad de bulto entre 510 a 936 kg/m³. Por otro lado, Bajwa et al., (2018) reportó que la paja de trigo con 20% de aglutinante, mejoró la dureza del pellet (1.63 MPa de resistencia); en tanto sin aglutinante reportó un valor de 0.84 MPa. Por su parte Tumuluru, (2014), determinó que para maximizar la durabilidad (92 a 96%) de pellets de rastrojo de maíz es necesario que la biomasa se precaliente a temperatura de por lo menos 70 °C y contenido de humedad en el rango de 33 a 34%. La máxima durabilidad en los pellets de rastrojo de maíz es de la misma magnitud que el de P-FVBW, sólo que no fue necesario precalentar la biomasa de FVBW, ni

incrementar la humedad a tal grado; esto significa un ahorro en energía y efectividad en el desempeño energético de los P-FVBW, ya que no se añade energía en la alimentación de biomasa FVBW y el contenido de humedad en los pellets no compromete su desempeño energético. Se infiere que el efecto del mayor porcentaje de extraíbles en FVBW se hizo evidente también en la longitud que alcanzaron los P-FVBW, superior a la de los P-A; dada la abundante disponibilidad de grupos OH, proporcionados por las amilosas, proteínas y los lípidos que conforman a los compuestos extraíbles, tienen lugar con mayor probabilidad de hacer contacto interparticular para dar origen a la formación estable de enlaces de hidrógeno. Esta es precisamente la función del aglutinante, salvo que en los FVBW no fue necesario adicionarlo, debido a que inherentemente están presentes en su composición sus propios aglutinantes. Los avances en la investigación, desarrollo y comercialización de los pellets en la Unión Europea, han motivado establecer estándares de calidad para su producción a gran escala. La norma EN-ISO 17225-2(ISO, 2021b) establece un rango de longitud <40 mm; en el cual se encuentra el resultado experimental de la longitud de los P-FVBW (3.202 ± 0.628 cm). El resultado experimental de la densidad de bulto de P-FVBW (595.2071 ± 5.919 kg/m³) está en la proximidad del valor >600 kg/m³, definido en EN-ISO 17828(ISO, 2015). La densidad individual de los P-FVBW (1225.922 ± 53.794 kg/m³) se encuentra en el rango (1000 – 1400 kg/m³) señalado en EN-ISO 18847(ISO, 2016). El resultado de durabilidad de los P-FVBW ($96.267 \pm 0.231\%$) es próximo al señalado en EN-ISO 17225-1(ISO, 2021a) (97.5%).

10.13 DESEMPEÑO ENERGÉTICO DE LOS PELLETS

Durante la realización de la prueba del punto de ebullición del agua (WBT, por sus siglas en inglés), las curvas de temperatura (T) del agua vs. tiempo (t), exhiben el mismo patrón tanto en la combustión de P-FVBW como en los P-A; en general los valores de las temperatura generados por la combustión de los P-A se alcanzaron en menor tiempo que los valores correspondientes a los generados por la combustión de

P-FVBW (figura 33).

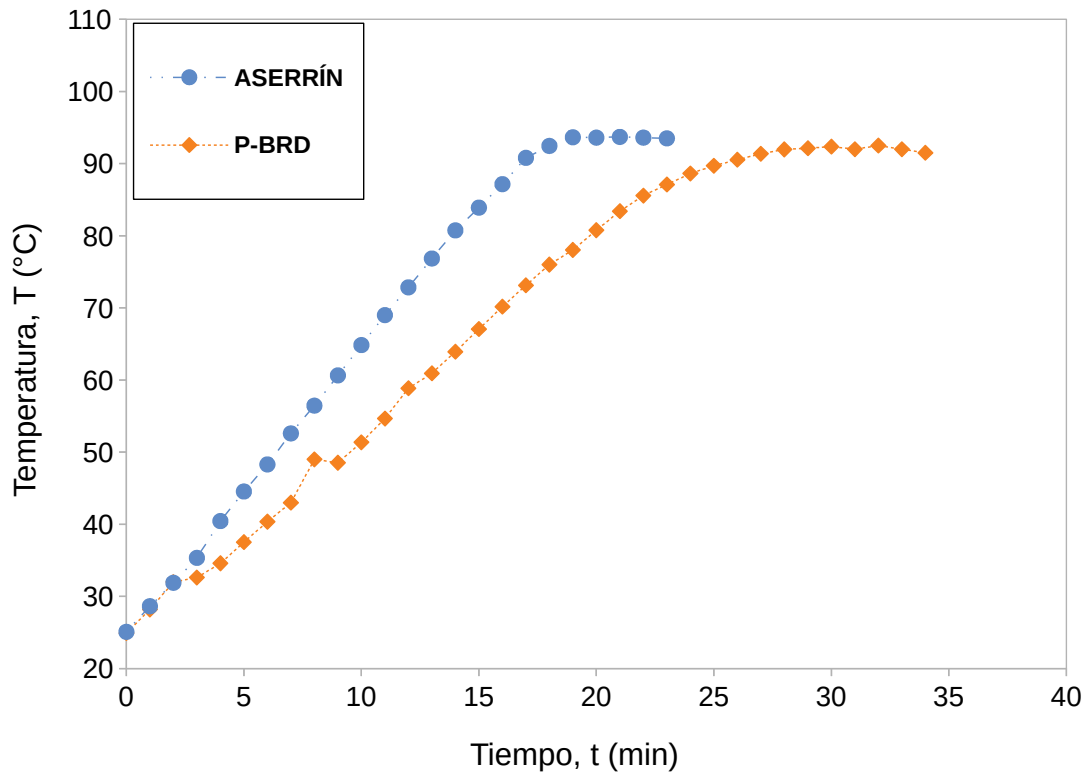


Figura 33: Prueba del punto de ebullición del agua, de pellets: P-FVBW y Aserrín.

El valor promedio de temperatura (93.7 °C) posterior al punto de inflexión de la curva T vs t debido a la combustión de los (P-A) ocurrió a los 21 min; en tanto, el valor promedio de temperatura (92.5 °C) posterior al punto de inflexión debido a la combustión de P-FVBW, ocurrió a los 32 min. Este resultado está asociado con la potencia que puede ofrecer el biocombustible e indica que los P-A presentarían mayor potencia que los P-FVBW. La pendiente (3.96) de la curva T vs. t, debida a la combustión de los P-A, hasta antes de alcanzar el punto de inflexión, demuestra la mayor rapidez con que se incrementa la temperatura comparada con la pendiente (2.79) de la curva debida a la combustión de P-FVBW. En la Figura 34 se muestra un ensayo de la prueba WBT, realizada con el montaje del recipiente sobre el gasificador de tiro natural, mientras se queman los P-FVBW produciendo una flama con tonos de

color entre amarillo-anaranjado, en el momento que alcanzó la temperatura de 93.2 °C.



Figura 34: Prueba WBT de P-FVBW, a la máxima temperatura registrada.

En la Tabla 21 se resumen los resultados obtenidos de la evaluación del desempeño energético tanto de los P-A como de los P-FVBW en el gasificador, durante la realización de la prueba WBT. La prueba-t evidenció que presentan diferencias estadísticamente significativas, entre los P-A y los de P-FVBW; solamente los resultados de la eficiencia térmica presentaron valores más cercanos entre si, pero su valor-p no es suficiente para alcanzar el valor de significancia.

Tabla 21 Resultados del desempeño térmico de los pellets en el gasificador (n = 5).

Parámetro	P-FVBW	P-A	p ($\alpha = 0.05$)
Tasa de quemado, (g/min)	6.4471 $\pm$ 0.5829	8.6755 $\pm$ 0.9175	0.0017
Eficiencia Térmica, (%)	31.1484 $\pm$ 0.5901	29.0785 $\pm$ 1.5917	0.0259
Potencia disponible, (kW)	1.5864 $\pm$ 0.1434	2.3862 $\pm$ 0.2523	0.0002
Tiempo, (min)	32.4000 $\pm$ 2.9665	25.4000 $\pm$ 2.8810	0.0053

La eficiencia térmica (31.14%) alcanzada por los P-FVBW es congruente con la reportada por (Quiñones et al., 2021) (31%, ISO Tier 3), la cual fue la máxima alcanzada en un gasificador T-LUD, en la evaluación de un tipo de pellet de biomasa forestal (*A. xalapensis*). Los resultados de las emisiones debidas a la combustión de

los dos tipos de pellets se reportan en la tabla 22.

Tabla 22 Factores de emisión por masa unitaria de pellet consumido (n = 5).

Parámetro	P-FVBW, (g/kg _{cs})	P-A, (g/kg _{cs})	p ($\alpha = 0.05$)
CO₂	747.6508 ±12.9107	914.9670 ±37.6421	0
CO	46.3831 ±6.0258	45.7894 ±4.9465	0.8690
CH₄	1.9824 ±0.2001	1.1776 ±0.1338	0.0001
HCNM	2.2957 ±0.4594	1.2623 ±0.3459	0.0038
PM_{2.5}	0.8581 ±0.4535	0.3690 ±0.1122	0.0474
CN	0.1292 ±0.0203	0.1806 ±0.0242	0.0066
NO	0.8553 ±0.1819	0	0
NO₂	0.0450 ±0.0096	0	0
NO_x	0.9003 ±0.1915	0	0
SO₂	1.1262 ±0.1508	0.0052 ±0.0080	0

La prueba-t evidenció que los valores de las emisiones de CO₂ debidas a la combustión de los P-A, son significativamente mayores a las emisiones debidas a la combustión de los P-FVBW, análogamente sucede con los valores de las emisiones de carbono negro (CN). En contraste los valores de los factores de emisión de CH₄, HCNM, PM_{2.5}, NO, NO₂, NO_x y SO₂ de los P-FVBW son significativamente mayores a los correspondientes de los P-A. Los P-A usados como blanco en este trabajo, no reportan emisiones de SO₂, dado que en su composición química no se detectó azufre; en cambio en la composición de los P-FVBW si la hay, por lo que se tienen emisiones de SO₂; sin embargo, su factor de emisión (1.1262 ±0.1508 g/kg) es sustancialmente inferior al del carbón bituminoso (5.1 g/kg) reportado por Czaplicka et al., (2019); sólo esta por arriba de los factores de emisión de la paja de trigo y miscantus (0.5 y 0.6 g/kg, respectivamente). La presencia de óxidos del nitrógeno, son indeseables en los gases de combustión y esto podría limitar la aplicación de los FVBW para su conversión en energía; sin embargo, la combustión directa en atmósfera oxidante, no es la única alternativa, como menciona Abuelnuor et al., (2014); sino que, puede llevarse acabo en

ausencia de flama; la concentración de NO_x es proporcional a la concentración de O_2 , los valores más bajos de la concentración de NO_x (50ppm), incluso a alta temperatura ($>800^\circ\text{C}$) los alcanzaron a condiciones diluidas (5%) de O_2 ; esta técnica es conveniente no sólo cuando el propio combustible tiene N en su composición; sino que, para prevenir la formación de NO_x por las altas temperaturas, cuando reacciona el N presente en el aire durante la combustión convencional. La razón de NO/NO_x en calderas industriales a gas natural (0.90-1.0), a carbón (0.95-1.0) y a diesel (0.96-1.0) reportadas en Flagan & Seinfeld, (1988), son comparables al valor obtenido (0.95) por la combustión de P-FVBW. La razón de los factores de emisión CO/CO_2 (0.050) del aserrín es menor que la de P-FVBW (0.062), en este sentido resulta más eficiente la verificación de la reacción de combustión de los P-A que de P-FVBW; en tanto, que la relación CO/CO_2 de los P-FVBW es congruente con el de miscantus (0.06) reportado por Czaplicka et al., (2019), cuanto menor es la razón CO/CO_2 , se alcanza mayor conversión de biomasa a CO_2 ; esto se explica debido a la eficiencia de oxidación del biocombustible en el dispositivo. El valor de la razón CO/CO_2 debida a la combustión de P-FVBW sugiere que requiere un incremento en la alimentación de aire para alcanzar mayor eficiencia de oxidación en el gasificador a fin de conseguir una combustión más completa, con la posibilidad de favorecer la formación de CO_2 y reducir la formación de CO , CH_4 , HCNM , $\text{PM}_{2.5}$ y NO . Los resultados de los factores de emisión por unidad de energía entregada por cada tipo de pellet se presentan en la tabla 23. La prueba-t reveló que las emisiones de CO_2 debidas a la combustión de P-A son significativamente mayores a las emisiones debidas a la combustión de P-FVBW por unidad de energía entregada. Los valores del factor de emisión de CO no presenta diferencia significativa entre los dos tipos de pellets; en cuanto a los valores de los factores de emisión de CN , la combustión de P-A presenta emisiones significativamente mayores a las de P-FVBW. Los valores de los factores de emisión de HCNM , CH_4 , NO_2 , NO , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, y SO_2 son estadísticamente diferentes entre los dos tipos de pellets, siendo mayores las emisiones debidas a los de P-FVBW. Estos resultados son congruentes con las comparaciones estadísticas observadas en los

factores de emisión por unidad de biocombustible quemado.

Tabla 23 Factores de emisión por unidad de energía entregada (n = 5).

Parámetro	P-FVBW, (g/MJ _{cs})	P-A, (g/MJ _{cs})	p ($\alpha = 0.05$)
CO ₂	46.1239 ±0.7959	53.3530 ±2.1940	0.0001
CO	2.8615 ±0.3718	2.6701 ±0.2884	0.3896
CH ₄	0.1223 ±0.0123	0.0687 ±0.0078	0
HCNM	0.1416 ±0.0283	0.0736 ±0.0202	0.0024
PM _{2.5}	0.0529 ±0.0280	0.0215 ±0.0065	0.0402
CN	0.0080 ±0.0013	0.0105 ±0.0014	0.0162
NO	0.0528 ±0.0112	0.0000 ±0.0000	0
NO ₂	0.0028 ±0.0006	0.0000 ±0.0000	0
NO _x	0.0555 ±0.0118	0.0000 ±0.0000	0
SO ₂	0.0695 ±0.0093	0.0003 ±0.0005	0

Los valores de los factores de emisión del CO₂ reportados previamente por (Quiñones et al., 2021), se encuentran en el rango de 63 a 97 g/MJ; estos exceden los valores de los obtenidos de la combustión de los P-FVBW.

XI CONCLUSIONES

La escasa discrepancia estadística de los valores de M entre lotes de FVBW, demostró la efectividad del método de secado usado en esta investigación. No obstante la variación en la composición física entre lotes y la variación en las condiciones de secado a lo largo del día y durante los días del experimento, no se encontraron diferencias significativas en N , D_{eff} y MR entre lotes, en función de la interacción de A y M_0 . Aunque el método de secado es eficaz y respetuoso con el ambiente, es imperativo escalarlo y adaptarlo para reducir el tiempo de secado, si se pretende atender la generación diaria de FVBW. El valor M promedio alcanzado después de cinco días de tratamiento significa una menor dificultad en la manipulación, almacenamiento y transporte de FVBW, lo que es deseable cuando se destina a procesos como la densificación de biomasa para la conversión de energía. Un valor M de hasta el 10% en FVBW los hace más resistentes a la degradación por bacterias. Además, dado que adquieren un valor agregado después del secado, se convierten en materia prima útil que podría ingresar en procesos como la carbonización hidrotérmica, la torrefacción y/o la gasificación. Los datos generados en este estudio son una contribución científica útil para los tomadores de decisiones, que podrían ayudar a proyectar este pretratamiento a mayor escala. Pasar de la escala laboratorio a una mayor, plantea un desafío no sólo para la ciencia y la ingeniería en la conversión de FVBW en energía, sino también un compromiso para los tomadores de decisiones, las partes interesadas en la gestión de residuos y la sociedad en su conjunto. Los FVBW podrían integrarse en ciclos cerrados si se utilizan en bio-refinerías, lo que ayudaría a realizar la transición hacia una economía circular en lugar de acumularlos en vertederos, evitando así los efectos nocivos que estos generan al ambiente y la sociedad. No obstante la condición inicial de la mezcla heterogénea de FVBW caracterizada por la variada conformación de sustratos cualitativa y cuantitativamente, los valores obtenidos del PCS se dispersan sólo 0.59 MJ kg^{-1} respecto de la media (18.6 MJ kg^{-1}). Se demostró que el valor de PCS ofrecido por FVBW es comparable al de la biomasa forestal y otras fuentes de biomasa

de origen agrícola.

Respecto de la condición inicial que caracterizó a los FVBW, los espectros obtenidos por FTIR presenta bandas en los mismos valores de número de onda, en todos los lotes. Es decir que aunque los FVBW son de origen heterogéneo por el tipo y fracción másica de componentes, la biomasa es homogénea cualitativamente en cuanto a la presencia de CLC. La evidencia obtenida de las propiedades fisico-químicas de los FVBW demostraron que pueden ser usados como fuente de biomasa para la obtención de biocombustible densificado, incluso con mejores propiedades mecánicas que las de los P-A. Los valores de los resultados proximales indican que la biomasa encontrada en los FVBW tiene propiedades adecuadas para su conversión en un biocombustible sólido, semejantes a las propiedades la biomasa que reportaron en los estudios mencionados anteriormente. Estos resultados respaldan la posibilidad de procesar los FVBW en un sistema con condiciones controladas de tratamiento y transformación para densificar la biomasa y obtener un biocombustible con propiedades homogéneas para su posterior conversión en energía. La formación de los pellets se logró sin la necesidad de precalentar la biomasa o añadir calor durante el densificado, aunque eso sugiere un ahorro de energía, es pertinente realizar estudios posteriores en busca de mejorar las propiedades mecánicas del pellet preparado a diferentes niveles de temperatura por arriba de la temperatura ambiente. Los P-FVBW presentan en su composición química elemental S y N, por lo que lo más recomendable es usar este tipo de pellets en co-combustión, con aquellos que no presentan ninguno de los mencionados elementos en su composición; aunque su utilización directa no esta limitada, ya que su factor de emisión esta sustancialmente por debajo del valor del factor de emisión del carbón bituminoso. Las emisiones de SO_2 y NO_x son de las menos deseadas en los gases de combustión, por lo que una alternativa al uso de los FVBW como una fuente de biomasa directa para la obtención de pellets; es su aprovechamiento en bio-refinerías que emplean técnicas como la carbonización hidrotérmica o la torrefacción, dado que en estas, convenientemente el S y N se separan del biocombustible antes de obtener el producto final, previniendo las

emisiones de SO_2 y NO_x durante su combustión. Es recomendable diseñar un experimento que relacione diferentes niveles de alimentación de aire en más de un dispositivo, para demostrar su eficiencia de oxidación durante la combustión de P-FVBW en la búsqueda de reducir la razón CO/CO_2 y en general el resto de los factores de emisión. Estos resultados contribuyen al diseño eficiente de procesos de conversión, optimización en la recuperación de energía y minimización de emisiones indeseables durante la combustión de P-FVBW. La implementación del proceso de conversión de los FVBW en energía a escala semi-industrial o industrial, abre la posibilidad de que en una bio-refinería que convierta los FVBW en energía, gane créditos por la reducción equivalente a las emisiones de CO_2 ; los cuales podrían ser vendidos en países donde los mercados ya tienen en práctica estas transacciones y sus operaciones descargan CO_2 por el uso de energía fósil. Por otro lado, una planta basada en la transformación de FVBW en energía, traería un impacto positivo en la economía local; además de contribuir a reducir la monodependencia del consumo de combustible fósil y la incertidumbre de la volatilidad del precio en el mercado energético global.

REFERENCIAS

- Abuelnuor, A., Wahid, M., Hosseini, S., Saat, A., Saqr, K., Sait, H., & Osman, A. (2014). Characteristics of biomass in flameless combustion: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 33, 363–370. <https://doi.org/dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.01.079>
- Agbede, O., Odewale, I., Aworanti, O., Alagbe, S., Ogunkunle, O., & Laseinde, O. (2023). Solar and open sun drying of untreated and pretreated banana stalk chips biomass: A sustainable processing of biomass using renewable solar energy. *Discover Food*, 3(1), 17. <https://doi.org/10.1007/s44187-023-00058-4>
- Ajaero, C. C., Okafor, C., Otunomo, F. A., Nduji, N. N., & Adedapo, J. A. (2023). Energy production potential of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and its implications for Nigeria. *Clean Technologies and Recycling*, 3(1), 44–65. <https://doi.org/10.3934/ctr.2023003>
- Álvarez, A., Pizarro, C., García, R., & Bueno, J. L. (2015). Spanish biofuels heating value estimation based on structural analysis. *Industrial Crops and Products*, 77, 983–991. <https://doi.org/dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.09.078>
- Amoo, O., & Layi, R. (2013). Renewable municipal solid waste pathways for energy generation and sustainable development in the Nigerian context. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, (4), 1–17. <https://doi.org/10.1186/2251-6832-4-42>
- Anderson, L. L. (1972). Energy potential from organic wastes: A review of the quantities and sources. *United States Department of the Interior*, 16.
- Arslan, D., & Musa, M. (2010). Study the effect of sun, oven and microwave drying on quality of onion slices. *LWT-Food Science and Tehnology*, 43, 1121–1127. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2010.05.011>

[doi.org/doi:10.1016/j.lwt.2010.02.019](https://doi.org/10.1016/j.lwt.2010.02.019)

ASTM D4442-92. (1992). *Standard test methods for direct moisture content measurement of wood and wood-base materials* (ASTM D4442-92; p. 6). ASTM International.

ASTM E872-82. (2013). *Standard test method for volatile matter in the analysis of particulate wood fuels* (ASTM E872-82). ASTM International.

Ayeleru, O., Okonta, F., & Ntuli, F. (2018). Municipal solid waste generation and characterization in the City of Johannesburg: A pathway for the implementation of zero waste. *Waste Management*, (79), 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.026>

Badaoui, O., Hanini, S., Djebli, A., Brahim, H., & Benhamou, A. (2019). Experimental and modeling study of tomato pomace waste drying in a new solar greenhouse: Evaluation of new drying models. *Renewable Energy*, 133, 144–155. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.020>

Bajwa, D., Peterson, T., Sharma, N., Shojaeiarani, J., & Bajwa, S. (2018). A review of densified solid biomass for energy production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (96), 296–305. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.040>

Baldán, Y., Fernandez, A., Reyes, A., Fabani, M., Rodríguez, R., & Mazza, G. (2020). Non-isothermal drying of bio-wastes: Kinetic analysis and determination of effective moisture diffusivity. *Journal of Environmental Management*, 262, 110348. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110348>

Barontini, F., Biagini, E., & Tognotti, L. (2021). Influence of Torrefaction on Biomass Devolatilization. *ACS omega*, 6(31), 20264–20278. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c02141>

Basu, P. (2010). *Biomass gasification and pyrolysis: Practical design and theory*.

Elsevier.

- Becerra-Quiroz, A. P., Rodríguez-Morón, S. A., Acevedo-Pabón, P. A., Rodrigo-Illarri, J., & Rodrigo-Clavero, M. A. (2024). Evaluation of the Dark Fermentation Process as an Alternative for the Energy Valorization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) for Bogotá, Colombia. *Applied Sciences*, 14(8). <https://doi.org/10.3390/app14083437>
- Biswas, B., Pandey, N., Bisht, Y., Singh, R., Kumar, J., & Bhaskar, T. (2017). Pyrolysis of agricultural biomass residues: Comparative study of corn cob, wheat straw, rice straw and rice husk. *Bioresource Technology*, 237, 27–63. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.046>
- Bouton, J., Bransby, D., Conger, B., McLaughlin, S., Ocumpaugh, W., Parrish, D., Taliaferro, C., Vogel, K., & Wulschleger, S. (1998). *Developing Switchgrass as a Bioenergy Crop* (Conference ORNL/CP-102588; EB 52 93 99 9; ON: DE00006233; p. 37). Oak Ridge National Lab. (ORNL), Oak Ridge, TN (United States); Oak Ridge, TN. <https://www.osti.gov/biblio/6233>
- Brlek, T., Pezo, L., Voca, N., Vukmirović, Đ., Čolović, R., Kis, D. E., & Brkljača, J. (2016). The quality analyses of olive cake fuel pellets-Mathematical approach. *Hemijska industrija*, 70(1), 37–48. <https://doi.org/10.2298/HEMIND140911008B>
- Brodkey, R. S., & Hershey, H. C. (1988). *Transport phenomena*. Mc Graw-Hill.
- C. Gerhardt GmbH & Co KG. (2021). *Análisis de nitrógeno-El método de Jean Dumas*. C. Gerhardt Analytical Systems. https://www.gerhardt.de/fileadmin/Redaktion/downloads/Stickstoffanalyse_-_Die_Methode_von_Jean_Dumas_gekuerzt_f_Homepage-spa-ES.pdf
- Cai, J., Yang, Y., Cai, W., & Bridgwater, T. (2017). Drying kinetic analysis of municipal solid waste using modified Page model and pattern search method. *Waste and*

- Biomass Valorization*, 8, 301–312. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9570-9>
- Campuzano, R., & González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, 54, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.016>
- Carrillo, A., Contreras, E., Garza, F., Ngangyo, M., & Rutiaga, J. (2018). Efecto de la intemperización y proceso en las características físicas, mecánicas y energéticas de briquetas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, (9), 496–514. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.239>
- Castillo-Téllez, M., Sarracino, O., Miranda-Mandujano, E., Hernández, G., Almenares, D., Castillo-Téllez, B., & Cetina-Quiñones, A. (2024). Solar drying of oregano leaves (*Plectranthus amboinicus*, Lour): Analysis of experimental performance under a tropical climate. *Energy Exploration & Exploitation*, 01445987241234389. <https://doi.org/10.1177/01445987241234389>
- Charles, A. (2023). *Bootstrp* (Versión 2023.06.20) [Octave/Matlab; Linux]. https://www.researchgate.net/profile/Andrew_Penn/
- Chen, C. L., Chang, J. S., & Lee, D. J. (2015). Dewatering and drying methods for microalgae. *Drying technology*, 33, 443–454. <https://doi.org/10.1080/07373937.2014.997881>
- Civitarese, V., Acampora, A., Sperandio, G., Bassotti, B., Latterini, F., & Picchio, R. (2023). A Comparison of the Qualitative Characteristics of Pellets Made from Different Types of Raw Materials. *Forests*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/f14102025>
- COFEPRIS. (2017, Dic). *Usuarios de leña en México* [Gob]. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/3-usuarios-de-lena-en-mexico>

- Crank, J. (1975). *The mathematics of diffusion* (2a ed.). Clarendon press.
- Czaplicka, M., Cieřlik, E., Komosiński, B., & Rachwał, T. (2019). Emission Factors for Biofuels and Coal Combustion in a Domestic Boiler of 18 kW. *Atmosphere*, 10(771). <https://doi.org/10.3390/atmos10120771>
- De La Hoz, C. K., & González, W. A. (2020). Energy performance and variability of an improved top-lit updraft biomass cookstove under a water boiling test protocol. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 0(0), 1–20. <https://doi.org/10.1080/15567036.2020.1819473>
- Demirbař, A. (2003). Relationships between heating value and lignin, fixed carbon, and volatile material contents of shells from biomass products. *Energy sources*, 25(7), 629–635. <https://doi.org/10.1080/00908310390212336>
- Derossi, A., Severini, C., & Cassi, D. (2011). Mass transfer mechanisms during dehydration of vegetalbe food: Traditional and innovative aproach. En M. El-Amin (Ed.), *Advanced topics in mass transfer* (p. 640). IntechOpen.
- Devan, P., Bibin, C., Shabrin, I., Gokulnath, R., & Karthick, D. (2020). Solar drying of fruits–A comprehensive review. *Materials Today: Proceedings*, 33, 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.04.041>
- Dhake, K., Jain, S., Jagtap, S., & Pathare, P. (2023). Effect of Pretreatment and Temperature on Drying Characteristics and Quality of Green Banana Peel. *AgriEngineering*, 5, 2064–2078. <https://doi.org/10.3390/agriengineering5040127>
- Dhanavath, K., Shah, K., Bhargava, S., Bankupalli, S., & Parthasarathy, R. (2018). Oxygen–steam gasification of karanja press seed cake: Fixed bed experiments, ASPEN Plus process model development and benchmarking with saw dust, rice husk and sunflower husk. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6, 3061–3069. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.046>

- Di Matteo, U., Nastasi, B., Albo, A., & Astiaso Garcia, D. (2017). Energy Contribution of OFMSW (Organic Fraction of Municipal Solid Waste) to Energy-Environmental Sustainability in Urban Areas at Small Scale. *Energies*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/en10020229>
- Dinesha, P., Kumar, S., & Rosen, M. A. (2019). Biomass briquettes as an alternative fuel: A comprehensive review. *Energy Technology*, 7(5), 1801011. <https://doi.org/10.1002/ente.201801011>
- Džupková, M., Fröhlichová, M., Legemza, J., Findorák, R., & Hudák, J. (2020). Influence of Biomass Absorptivity on the Process of Sinter Charge Pelletisation. *Applied Sciences*, 10, 6780. <https://doi.org/10.3390/app10196780>
- Eaton, J. W., Bateman, D., Hauberg, S., & Wehbring, R. (2022). *GNU Octave version 7.1.0 manual: A high-level interactive language for numerical computations*. <https://www.gnu.org/software/octave/doc/v7.1.0/>
- Edjabou, M., Martín, J., Scheutz, C., & Fruergaard, T. (2017). Statistical analysis of solid waste composition data: Arithmetic mean, standard deviation and correlation coefficients. *Waste Management*, (69), 13–23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.036>
- EEA. (2020). *Bio-waste in Europe: Turning challenges into opportunities* (p. 51). European Environment Agency. <https://doi.org/10.2800/630938>
- Eixenberger, D., Carballo-Arce, A., Vega-Baudrit, J., Trimino-Vazquez, H., Villegas-Peñaranda, L., Stöbener, A., Aguilar, F., Mora-Villalobos, J., Sandoval-Barrantes, M., Bubenheim, P., & Liese, A. (2024). Tropical agroindustrial biowaste revalorization through integrative biorefineries—Review part II: pineapple, sugarcane and banana by-products in Costa Rica. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(4), 4391–4418. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02721-9>

- El-Amin, M. (Ed.). (2011). *Advanced Topics in Mass Transfer*. InTech.
- Elgarahy, A. M., Hammad, A., El-Sherif, D. M., Abouzid, M., Gaballah, M. S., & Elwakeel, K. Z. (2021). Thermochemical conversion strategies of biomass to biofuels, techno-economic and bibliometric analysis: A conceptual review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106503. [/home/thomas/Documentos/DOCTORADO/Bibliografia/Biofuel.](https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106503)
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106503>
- El-Sebaili, A., & Shalaby, S. (2012). Solar drying of agricultural products: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16, 37–43. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.134>
- Englund, O., Dimitriou, L., Dale, V. H., Kline, K. L., Mola-Yudego, B., Murphy, F., English, B., McGrath, J., Busch, G., Negri, M. C., Brown, M., Goss, K., Jackson, S., Parish, E. S., Cacho, J., Zumpf, C., Quinn, J., & Mishra, S. K. (2020). Multifunctional perennial production systems for bioenergy: Performance and progress. *WIREs Energy and Environment*, 9(5), e375. <https://doi.org/10.1002/wene.375>
- EPA. (2023). *Quantifying methane emissions from landfilled food waste*. (EPA-600-R-23-064; p. 31). U.S. Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-10/food-waste-landfill-methane-10-8-23-final_508-compliant.pdf
- Erbay, Z., & Filiz, I. (2010). A review of thin layer drying of foods: Theory, modeling, and experimental results. *Critical reviews in food science and nutrition*, 50(5), 441–464. <https://doi.org/10.1080/10408390802437063>
- Erenturk, S., Gulaboglu, M., & Gultekin, S. (2004). The thin-layer drying characteristics of rosehip. *Biosystems Engineering*, 82, 159–166.

<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2004.06.002>

- Evans, R. J., Knight, R. A., Onischak, M., & Babu, S. P. (1988). Development of biomass gasification to produce substitute fuels. *Pacific Northwest National Lab. (PNNL), Richland, WA (United States)*. <https://doi.org/10.2172/5206147>
- Fan, M., Dai, D., & Huang, B. (2012). Fourier Transform Infrared Spectroscopy for Natural Fibres. En S. Salih (Ed.), *Fourier Transform-Materials Analysis* (pp. 45–68). InTech. <http://www.intechopen.com/books/fourier-transform-materials-analysis/fourier-transform-infrared-spectroscopy-for-natural-fibres>
- Flagan, R., & Seinfeld, J. H. (1988). *Fundamentals of air pollution engineering*. Prentice Hall.
- Gaibor, J., Pérez, S., Velázquez, B., Niño, Z., & Domínguez, V. (2016). Dendrometric characterization of corn cane residues and drying models in natural conditions in Bolivar Province (Ecuador). *Renewable Energy*, (86), 745–750. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.09.009>
- Gami, B., Limbachiya, R., Parmar, R., Bhimani, H., & Patel, B. (2011). An Evaluation of Different Non-woody and Woody Biomass of Gujarat, India for Preparation of Pellets—A Solid Biofuel. *Energy Sources, Part A*, 33, 2078–2088. <https://doi.org/10.1080/15567030903503183>
- Gani, A., Adisalamun, Arkan, M., Suhendrayatna, Reza, M., Erdiwansyah, Saiful, & Desvita, H. (2023). Proximate and ultimate analysis of corncob biomass waste as raw material for biocoke fuel production. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100525. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100525>
- Gani, A., Erdiwansyah, Desvita, H., Munawar, E., Mamat, R., Nizar, M., Darnas, Y., & Sarjono, R. (2023). Comparative analysis of HHV and LHV values of biocoke fuel

- from palm oil mill solid waste. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100581>
- Gao, W., Chen, K., Zeng, J., Xu, J., & Wang, B. (2017). Thermal pyrolysis characteristics of macroalgae *Cladophora glomerata*. *Bioresource Technology*, 243, 212–217. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.041>
- García, R., González-Vázquez, M. P., Rubiera, F., Pevida, C., & Gil, M. V. (2021). Co-pelletization of pine sawdust and refused derived fuel (RDF) to high-quality waste-derived pellets. *Journal of Cleaner Production*, 328, 129635. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129635>
- García, R., Pizarro, C., Lavín, A., & Bueno, J. (2012). Characterization of Spanish biomass wastes for energy use. *Bioresource Technology*, 103, 249–258. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.004>
- Gardiner, W. C. (1984). *Combustion Chemistry*. Springer-Verlag.
- Gavin, H. P. (2022). *The Levenberg-Marquardt algorithm for nonlinear least squares curve-fitting problems*. <https://people.duke.edu/~hpgavin/ExperimentalSystems/lm.pdf>
- Glaude, P. A., Fournet, R., Bounaceur, R., & Molière, M. (2010). Adiabatic flame temperature from biofuels and fossil fuels and derived effect on NOx emissions. *Fuel Processing Technology*, 91, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2009.10.002>
- Goud, M., Reddy, M., Chandramohan, V., Lingayat, A., Raju, V., & Suresh, S. (2021). Experimental investigation of drying kinetics of green chilli and okra using indirect solar dryer with evaluation of dryer performance. *International Journal of Ambient Energy*, 43(1), 5284–5296. <https://doi.org/10.1080/01430750.2021.1946145>
- Grafstrom, J., & Aasma, S. (2021). Breaking circular economy barriers. *Journal of*

- Cleaner Production*, 292(126002). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126002>
- Haberle, I., Skreiberg, Ø., Łazar, J., & Haugen, N. E. L. (2017). Numerical models for thermochemical degradation of thermally thick woody biomass, and their application in domestic wood heating appliances and grate furnaces. *Progress in Energy and Combustion Science*, 63, 204–252. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2017.07.004>
- Henderson, S. M. (1974). Progress in developing the thin layer drying equation. *TRANSACTIONS of the ASAE*, 17, 1167–1169.
- Henderson, S. M., & Pabis, S. (1961). Grain Drying Theory (I) Temperature Effect on Drying Coefficient. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 6(3), 169–174.
- Henrik-Klemens, Å., Caputo, F., Ghaffari, R., Westman, G., Edlund, U., Olsson, L., & Larsson, A. (2024). The glass transition temperature of isolated native, residual, and technical lignin. *Holzforschung*, 78(4), 216–230. <https://doi.org/10.1515/hf-2023-0111>
- Hernández, M. C., Hernández, I., Clemitshaw, K., Nila, J., & Buenrostro, O. (2019). Evaluation of confinement conditions and content of lignocellulosic compounds on urban solid waste biodegradation rates. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35, 91–100. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.esp02.09>
- Hernández Sampieri, R., Fernández, C., & Baptista, P. (2010). *Metodología de la Investigación*. (Quinta Edición). México: McGraw-Hill.
- Höfer, I., Gollmer, C., & Kaltschmitt, M. (2021). Inorganic PM and K emissions during ashing of solid biofuels and Kaolinite—Data measurement in laboratory scale. *Fuel*, 296, 120704. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120704>
- Hossain, N. (2019). Characterization of Novel Moss Biomass, *Bryum dichotomum*

- Hedw. As Solid Fuel Feedstock. *Bioenergy Research*, 13, 50–60.
<https://doi.org/10.1007/s12155-019-10086-7>
- IEA. (2018). *World Energy Balances: Overview 2018 edition* (p. 24) [Statistics]. International Energy Agency. <https://www.iea.org/statistics/balances/>
- INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Michoacán de Ocampo 2017* (p. 723) [Estadísticas]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Inyang, U., Oboh, I., & Etuk, B. (2018). Kinetic models for drying techniques-food materials. *Advances in Chemical Engineering and Science*, 8, 27–48.
<https://doi.org/10.4236/aces.2018.82003>
- ISO. (2015). *Solid biofuels – Determination of bulk density* (EN-ISO 17828).
- ISO. (2016). *Solid biofuels – Determination of particle density* (EN-ISO 18847).
- ISO. (2021a). *Solid biofuels – Fuel specifications and classes – Part 1: General requirements* (EN-ISO 17225).
- ISO. (2021b). *Solid biofuels – Fuel specifications and classes – Part 2: Graded wood pellets* (EN-ISO 17225-2).
- ISWA. (2024). *Closing Dumpsites* [Org]. International Solid Waste Association.
<https://www.iswa.org/closing-the-worlds-biggest-dumpsites-task-force/?v=0b98720dcb2c>
- Jakubus, M., & Spsychalski, W. (2022). Evaluation of Agricultural Value of Composts Prepared from Municipal Biowastes in Different Conditions of Composting Process. *Agronomy*, 12(6), 1438. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061438>
- Jeswani, H., & Azapagic, A. (2016). Assessing the environmental sustainability of energy recovery from municipal solid waste in the UK. *Waste Management*, 50, 346–363. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.010>
- Jiang, L., Yuan, X., Xiao, Z., Liang, J., Li, H., Cao, L., Wang, H., Chen, X., & Zeng, G.

- (2016). A comparative study of biomass pellet and biomass-sludge mixed pellet: Energy input and pellet properties. *Energy Conversion and Management*, (126), 509–515. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2016.08.035>
- Kabakçı, S. B. (2020). Pyrolysis and combustion characteristics and kinetics of wood sawdust and wood sawdust hydrochar. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 39(2), 13315. <https://doi.org/10.1002/ep.13315>
- Kahawita, K. D. H. N., & Samarasekara, A. M. P. B. (2016). Extraction and characterization of cellulosic fibers from sawmill waste. *2016 Moratuwa Engineering Research Conference (MERCon)*, 343–348.
- Kambo, H. S., & Dutta, A. (2015). A comparative review of biochar and hydrochar in terms of production, physico-chemical properties and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 359–378. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.050>
- Kathiravale, S., Muhd, M. N., Sopian, K., Samsuddin, A. H., & Rahman, R. A. (2003). Modeling the heating value of municipal solid waste. *Fuel*, 82, 1119–1125. [https://doi.org/10.1016/S0016-2361\(03\)00009-7](https://doi.org/10.1016/S0016-2361(03)00009-7)
- Kaveh, M., Abbaspour-Gilandeh, Y., & Fatemi, H. (2021). Impact of different drying methods on the drying time, energy, and quality of green peas. *Journal of Food Processing and Preservation*, 45(6), e15503. <https://doi.org/10.1111/jfpp.15503>
- Konstantzos, G. E., Malamis, D., Sotiropoulos, A., & Loizidou, M. (2019). Environmental profile of an innovative household biowaste dryer system based on Life Cycle Assessment. *Waste Management & Research*, 37(1), 48–58. <https://doi.org/10.1177/0734242X18792604>
- Langan, P., Nishiyam, Y., & Chanzy, H. (1999). A Revised Structure and Hydrogen-Bonding System in Cellulose II from a Neutron Fiber Diffraction Analysis. *Journal*

- of the American Chemical Society, 121(43), 9940–9946.
<https://doi.org/10.1021/ja9916254>
- Le, H. S., Chen, W. H., Ahmed, S. F., Said, Z., Rafa, N., Le, A. T., Ağbulut, Ü., Veza, I., Nguyen, X. P., Duong, X. Q., Huang, Z., & Hoang, A. T. (2022). Hydrothermal carbonization of food waste as sustainable energy conversion path. *Bioresource Technology*, 363, 127958. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127958>
- Lee, X. J., Ong, H. C., Gao, W., Ok, Y. S., Chen, W. H., Goh, B. H. H., & Chong, C. T. (2021). Solid biofuel production from spent coffee ground wastes: Process optimisation, characterisation and kinetic studies. *Fuel*, 292, 120309. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120309>
- Lemus, R., & Lal, R. (2005). Bioenergy crops and carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(1), 1–21. <http://dx.doi.org/10.1080/07352680590910393>
- Leng, L., Yang, L., Chen, J., Leng, S., Li, H., Li, H., Yuan, X., Zhou, W., & Huang, H. (2020). A review on pyrolysis of protein-rich biomass: Nitrogen transformation. *Bioresource Technology*, 315, 123801. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123801>
- Levenberg, K. (1944). A method for the solution of certain non-linear problems in least-squares. *Quarterly of applied mathematics*, 2(2), 164–168.
- Lewis, W. K. (1921). The rate of drying of solid materials. *The journal of industrial and engineering chemistry*, 13(5), 427–432. <https://doi.org/10.1021/ie50137a021>
- Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, LGEEyPA § México (2016). <https://www.gob.mx/profepa/documentos/ley-general-del-equilibrio-ecologico-y-la-proteccion-al-ambiente-63043>
- Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, LGPPyGIR §

- México (2015). <https://www.gob.mx/profepa/documentos/ley-general-para-la-prevencion-y-gestion-integral-de-los-residuos-62914>
- Libra, J., Ro, K., Kammann, C., Funke, A., Berge, N., Neubauer, Y., Titirici, M. M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., & Emmerich, K. H. (2011). Hydrothermal carbonization of biomass residuals: A comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels*, 2(1), 71–106. <https://doi.org/10.4155/BFS.10.81>
- Lohri, C. R., Zabaleta, I., Rohr, M., Baier, U., & Zurbrugg, C. (2018). Improving the Energy-Related Aspects of Biowaste Treatment in an Experimental Hydrothermal Carbonization Reactor. *Waste and Biomas Valorization*, 9(3), 429–442. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9746-3>
- Louaer, W., Meniai, A., & Grolier, J. (2008). Thermal analysis of the influence of water content on glass transitions: Heat capacities of starches from different origins. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 93(2), 605–610. <https://doi.org/10.1007/s10973-008-9071-6>
- Lucian, M., Volpe, M., Lihui, G., Piro, G., & Goldfarb, J. (2018). Impact of hydrothermal carbonization conditions on the formation of hydrochars and secondary chars from the organic fraction of municipal solid waste. *Fuel*, (233), 257–268. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.06.060>
- Lucian, M., Volpe, M., Merzari, F., Wüst, D., Kruse, A., Andreottola, G., & Fiori, L. (2020). Hydrothermal carbonization coupled with anaerobic digestion for the valorization of the organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 314, 123734. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123734>
- MacArthur, E. (2022). *The technical cycle of the butterfly diagram*. [ORG]. Ellen MacArthur Foundation. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/articles/the->

technical-cycle-of-the-butterfly-diagram

- Maceda, A., Soto-Hernández, M., Peña-Valdivia, C. B., Trejo, C., & Terrazas, T. (2021). Lignina: Composición, síntesis y evolución. *Madera y bosques*, 27(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722137>
- Maksimuk, Y., Antonava, Z., Krouk, V., Korsakova, A., & Kursevich, V. (2021). Prediction of higher heating value (HHV) based on the structural composition for biomass. *Fuel*, 299, 120860. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120860>
- Malat'ák, J., Gendek, A., Aniszewska, M., & Velebil, J. (2020). Emissions from combustion of renewable solid biofuels from coniferous tree cones. *Fuel*, 276, 118001. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118001>
- Marrinan, H., & Mann, J. (1954). A study by infra-red spectroscopy of hydrogen bonding in cellulose. *Journal of Applied Chemistry*, 4, 204–211. <https://doi.org/10.1002/jctb.5010040408>
- Matali, S., Rahman, N. A., Idris, S. S., Yaacob, N., & Alias, A. B. (2016). Lignocellulosic Biomass solid Fuel Properties Enhancement via Torrefaction. *Procedia Engineering*, 148, 671–678. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.06.550>
- Mavaddati, S., Kianmehr, M., Allahdadi, I., & Chegini, G. (2010). Preparation of Pellets by Urban Waste Compost. *International Journal of Environment Research*, (4), 665–672.
- Medina, P., Berrueta, V., Martínez, M., Ruiz, V., Ruiz-Mercado, I., & Masera, O. (2017). Closing the gap between lab and field cookstove tests: Benefits of multi-pot and sequencing cooking tasks through controlled burning cycles. *Energy for Sustainable Development*, 41, 106–111. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2017.08.009>
- Midilli, A., Kucuk, H., & Yapar, Z. (2002). A new model for single-layer drying. *Drying*

- technology: An International Journal*, 20(7), 1503–1513.
<https://doi.org/10.1081/DRT-120005864>
- Miezah, K., Obiri, K., Kádár, Z., Fei, B., & Mensah, M. (2015). Municipal solid waste characterization and quantification as a measure towards effective waste management in Ghana. *Waste Management*, (46), 15–27.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.009>
- Misal, V., & Deshmukh, S. (2020). Energy Recovery from Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste by Anaerobic Digestion. *Energy*, 10(1), 54.
- Mor, S., Ravindra, K., Visscher, A., Dahiya, R., & Chandra, A. (2006). Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: A case study. *Science of the Total Environment*, (371), 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.04.014>
- Mostafa, M., Hu, S., Wang, Y., Su, S., Hu, X., Elsayed, S., & Xiang, J. (2019). The significance of pelletization operating conditions: An analysis of physical and mechanical characteristics as well as energy consumption of biomass pellets. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (105), 332–348.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.053>
- Mustafa, B. G., Kiah, M. H. M., Irshad, A., Andrews, G. E., Phylaktou, H. N., Li, H., & Gibbs, B. M. (2019). Rich biomass combustion: Gaseous and particle number emissions. *Fuel*, 248, 221–231. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.03.027>
- Muthuraman, M., Namioka, T., & Yoshikawa, K. (2010). Characteristics of co-combustion and kinetic study on hydrothermally treated municipal solid waste with different rank coals: A thermogravimetric analysis. *Applied Energy*, 87(1), 141–148. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.004>
- Nagarajan, J., & Prakash, L. (2021). Preparation and characterization of biomass

- briquettes using sugarcane bagasse, corncob and rice husk. *Materials Today: Preceedings*, 47(14), 4194–4198. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.04.457>.
- Nagy, G., & Dodó, Z. (2020). Experimental investigation of fixed-bed pyrolysis and steam gasification of food waste blended with woody biomass. *Biomass & Bioenergy*, 139, 105580. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105580>
- Nguyen, S. T., Le, T. M., & Van Nguyen, H. (2021). Iron-catalyzed fast hydrothermal liquefaction of *Cladophora socialis* macroalgae into high quality fuel precursor. *Bioresource Technology*, 337, 125445. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125445>
- Nhuchhen, D., Basu, P., & Acharya, B. (2014). A Comprehensive Review on Biomass Torrefaction. *International Journal of Renewable Energy & Biofuels*, 2014, 56. <https://doi.org/10.5171/2014.506376>
- Nhuchhen, D., & Salam, P. (2012). Estimation of higher heating value of biomass from proximate analysis: A new approach. *Fuel*, 99, 55–63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2012.04.015>
- NREL/TP-510-42620. (2008). *Preparation of samples for compositional analysis* (p. 9). National Renewable Energy Laboratory/Midwest Research Institute.
- Osman, A. I., Abdelkader, A., Farrel, C., Rooney, C., & Morgan, K. (2019). Reusing, recycling and up-cycling of biomass: A review of practical and kinetic modelling approaches. *Fuel Processing Technology*, 192, 179–202. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2019.04.026>
- Ozdemir, M., & Devres, Y. O. (1999). The thin layer drying characteristics of hazelnuts during roasting. *Journal of food engineering*, 42, 225–233. [https://doi.org/S0260-8774\(99\)00126-0](https://doi.org/S0260-8774(99)00126-0)
- Page, G. (1949). *Factors influencing the maximum rates of air drying shelled corn in*

- thin layers* [Master degree thesis]. Purdue University.
- Pavi, S., Kramer, L. E., Gomes, L. P., & Schiavo, L. A. (2017). Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresource Technology*, 228, 362–367. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.003>
- Picchio, R., Latterini, F., Venanzi, R., Stefanoni, W., Suardi, A., Tocci, D., & Pari, L. (2020). Pellet Production from Woody and Non-Woody Feedstocks: A Review on Biomass Quality Evaluation. *Energies*, 13(11), 2937. <https://doi.org/10.3390/en13112937>
- Pio, D. T., Tarelho, L. A. C., Tavares, A. M. A., Matos, M. A. A., & Silva, V. (2020). Co-gasification of refused derived fuel and biomass in a pilot-scale bubbling fluidized bed reactor. *Energy Conversion and Management*, 206, 112476. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112476>
- Pisalkar, P. S., Jain, N. K., Pathare, P. B., Murumkar, R. P., & Revaskar, V. A. (2014). Osmotic dehydration of aloe vera cubes and selection of suitable drying model. *International Food Research Journal*, 21(1), 373–378.
- Plis, A., Skawińska, A., & Zuwała, J. (2015). Thermochemical and kinetic analysis of the pyrolysis process in *Cladophora glomerata* algae. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 115, 166–174. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.07.013>
- Pozo, C., Rodríguez-Llamazares, S., Bouza, R., Barral, L., Castaño, J., Müller, N., & Restrepo, I. (2018). Study of the structural order of native starch granules using combined FTIR and XRD analysis. *Journal of Polymer Research*, 25, 1–8. <https://doi.org/doi.org/10.1007/s10965-018-1651-y>
- Pradhan, P., Mahajani, S., & Arora, A. (2018). Production and utilization of fuel pellets from biomass: A review. *Fuel Processing Technology*, (181), 215–232.

<https://doi.org/j.fuproc.2018.09.021>

- Qu, H., Masud, M. H., Islam, M., Khan, M., Ananno, A., & Karim, A. (2021). Sustainable food drying technologies based on renewable energy sources. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 62(25), 6872–6886. <https://doi.org/10.1080/10408398.2021.1907529>
- Quiñones, M. A., Ruíz, V. M., Vargas, B., Masera, O., Ngangyo, M., Carrillo, A., & V., S. (2021). Assessment of Pellets from Three Forest Species: From Raw Material to End Use. *Forests*, 12, 447. <https://doi.org/10.3390/f12040447>
- Rasmeni, Z. Z., Madyira, D. M., & Matheri, A. (2022). Comprehensive analysis of BSY as a biomass for potential energy resource recovery. *Energy Reports*, 8, 804–810. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2022.10.272>
- Rehan, M., Nizami, A.-S., Rashid, U., & Naqvi, M. (2019). *Waste Biorefineries: Future Energy, Green Products and Waste Treatment*. Lausanne: Frontiers Media.
- REN21. (2022). *Renewables 2022 Global Status Report* (2022; p. 309). REN21. [ren21.net/gsr-2022](https://www.ren21.net/gsr-2022)
- Reyhanitabar, A., Farhadi, E., Ramezanzadeh, H., & Oustan, S. (2020). Effect of Pyrolysis Temperature and Feedstock Sources on Physicochemical Characteristics of Biochar. *J. Agr. Sci. Tech.*, 22(2), 547–561.
- Rhén, C. (2004). Chemical composition and gross calorific value of the above-ground biomass components of young *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(1), 72–81. <https://doi.org/10.1080/02827580310019185>
- Roldi-Oliveira, M., Diniz, L. M., Elias, A. L., & Luz, S. M. (2022). Hemicellulose films from *Curatua* fibers (*ananas erectifolius*): Extraction and thermal and mechanical characterization. *Polymers*, 14(15), 2999. <https://doi.org/10.3390/polym14152999>
- Romanelli, P. (2017). *Química de la biomasa y los biocombustibles*. Editorial de la

Universidad de la Plata.

- Ross, A. B., Jones, J. M., Kubacki, M. L., & Bridgeman, T. (2008). Clasification of macroalgae as fuel and its thermochemical behaviour. *Bioresources Technology*, 99, 6494–6504. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.036>
- Roth, C. (2014). *Micro-gasification: Cooking with gas from dry biomass* (2da.). Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ); https://energypedia.info/images/f/f6/Micro_Gasification_Cooking_with_gas_from_biomass.pdf.
https://energypedia.info/wiki/File:Micro_Gasification_2.0_Cooking_with_gas_from_dry_biomass.pdf#file
- Rowell, R. (2005). *Handbook of Wood Chemistry and Wood Composites*. Taylor&Francis.
- Royo, J., Canalís, P., & Quintana, D. (2020). Chemical study of fly ash deposition in combustion of pelletized residual agricultural biomass. *Fuel*, 268, 117228. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117228>
- Rupasinghe, R. L., Perera, P., Bandara, R., Amarasekera, H., & Vlosky, R. (2023). Insights into Properties of Biomass Energy Pellets Made from Mixtures of Woody and Non-Woody Biomass: A Meta-Analysis. *Energies*, 17(1), 54. <https://doi.org/10.3390/en17010054>
- Ruwoldt, J., Blindheim, F. H., & Chinga-Carrasco, G. (2023). Functional surfaces, films, and coatings with lignin—a critical review. *RSC advances*, 13(18), 12529–12553. <https://doi.org/10.1039/d2ra08179b>
- Sadaka, S., & Johnson, D. M. (2011). *Biomass Combustion*. University of Arkansas Cooperative extension service printing services. <http://www.uaex.edu>
- Salazar, A. (2021). The efficiency of municipal solid waste collection in Mexico. *Waste*

- Management*, 133, 71–79. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.008>
- Salmen, N. L., & Back, E. L. (1977). The influence of water on the glass transition temperature of cellulose. *Tappi*, 60(12), 137–140. <https://doi.org/DOI:10.15376/frc.1977.1.683>
- SCFI. (1985). *Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-determinación y muestreo* (Norma Mexicana NMX-AA-61-1985).
- Senila, L., Tenu, I., Carlescu, P., Corduneanu, O., Dumitrachi, E., Kovacs, E., Scurtu, D., Cadar, O., Becze, A., Senila, M., Roman, M., Dumitras, D., & Roman, C. (2020). Sustainable Biomass Pellets Production Using Vineyard Wastes. *Agriculture*, 10, 501. <https://doi.org/10.3390/agriculture10110501>
- Sgarbossa, A., Costa, C., Menesatti, P., Antonucci, F., Pallottino, F., Zanetti, M., Grigolato, S., & Cavalli, R. (2014). Colorimetric patterns of wood pellets and their relations with quality and energy parameters. *Fuel*, 137, 70–76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2014.07.080>
- Sharma, A., Singh, G., & Arya, S. K. (2020). Biofuel from rice straw. *Journal of Cleaner Production*, 277, 124101. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124101>
- Sharma, G. P., & Prasad, S. (2004). Effective moisture diffusivity of garlic cloves undergoing microwave-convective drying. *Journal of food engineering*, 65(4), 609–617. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2004.02.027>
- Sharma, H. B., & Dubey, B. (2020a). Co-hydrothermal carbonization of food waste with yard waste for solid biofuel production: Hydrochar characterization and its pelletization. *Waste Management*, 118, 521–533. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.009>
- Sharma, H. B., & Dubey, B. K. (2020b). Binderless fuel pellets from hydrothermal carbonization of municipal yard waste: Effect of severity factor on the hydrochar

- pellets properties. *Journal of Cleaner Production*, 277, 124295. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124295>
- Sharma, H. B., Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). Hydrothermal carbonization of yard waste for solid bio-fuel production: Study on combustion kinetic, energy properties, grindability and flowability of hydrochar. *Waste Management*, 91, 108–119. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.056>
- Sharma, R., Jasrotia, K., Singh, N., Ghosh, P., Srivastava, S., Sharma, N., Singh, J., Kanwar, R., & Kumar, A. (2019). A Comprehensive Review on Hydrothermal Carbonization of Biomass and its Applications. *Chemistry Africa*, 19. <https://doi.org/10.1007/s42250-019-00098-3>
- Sher, F., Iqbal, S. Z., Liu, H., Imran, M., & Snape, C. E. (2020). Thermal and kinetic analysis of diverse biomass fuels under different reaction environment: A way forward to renewable energy sources. *Energy Conversion and Management*, 203, 112266. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.112266>
- SIC. (1975). *Muestreo de desechos sólidos Urbanos* (Norma Oficial Mexicana NMX-AA-61-1985).
- Simonne, A. H., Simonne, E. H., Eitenmiller, R. R., Mills, H. A., & Cresman Iii, C. P. (1997). Could the Dumas method replace the Kjeldahl digestion for nitrogen and crude protein determinations in foods? *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 73(1), 39–45. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0010\(199701\)73:1%3C39::AID-JSFA717%3E3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0010(199701)73:1%3C39::AID-JSFA717%3E3.0.CO;2-4)
- Simo-Tagne, M., & Ndukwu, M. (2021). Study on the effect of conical and parabolic solar concentrator designs on hybrid solar dryers for apricots under variable conditions: A numerical simulation approach. *International Journal of Green Energy*, 18(15), 1613–1631. <https://doi.org/10.1080/15435075.2021.1914632>

- Singh, Y., Mahanta, P., & Bora, U. (2017). Comprehensive characterization of lignocellulosic biomass through proximate, ultimate and compositional analysis for bioenergy production. *Renewable Energy*, 103, 490–500. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.039>
- Sobukola, O., Dairo, O., Sanni, L., Odunewu, A., & Fabiolu, B. (2007). Food Science and Technology International. *Food Science and Technology International*, 13(1), 35–40. <https://doi.org/10.1177/1082013207075953>
- Stelte, W., Holm, J. K., Sanadi, A. R., Barsberg, S., Ahrenfeldt, J., & Henriksen, U. B. (2011). Fuel pellets from biomass: The importance of the pelletizing pressure and its dependency on the processing conditions. *Fuel*, 90, 3285–3290. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.05.011>
- Suherman, S., Susanto, E., Zardani, A., Dewi, N., & Hadiyanto, H. (2020). Energy–exergy analysis and mathematical modeling of cassava starch drying using a hybrid solar dryer. *Cogent Engineering*, 7(1), 1771819. <https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1771819>
- Susastriawan, A. A. P., Saptoadi, H., & Purnomo. (2017). Small-scale downdraft gasifiers for biomass gasification: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76, 989–1003. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.112>
- Telmo, C., & Lousada, J. (2011). The explained variation by lignin and extractive contents on higher heating value of wood. *Biomass and bioenergy*, 35(5), 1663–1667. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.038>
- Telmo, C., Lousada, J., & Moreira, N. (2010). Proximate analysis, backwards stepwise regression between gross calorific value, ultimate and chemical analysis of wood. *Bioresource Technology*, 101, 3808–3815. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.021>

- The Water Boiling Test* (Ver. 4.2.3). (2014). [Org]. CLEAN COOKING ALLIANCE.
<https://cleancooking.org/binary-data/DOCUMENT/file/000/000/399-1.pdf>
- Tiwari, A. (2016). A Review on Solar Drying of Agricultural Produce. *Journal of Food Process Technology*, 7(9), 623. <https://doi.org/10.4172/2157-7110.1000623>
- Toscano, G., Feliciangeli, G., Rossini, G., Fabrizi, S., & Pedretti, E. F. (2019). Engineered solid biofuel from herbaceous biomass mixed with inorganic additives. *Fuel*, 256(115895). <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.115895>
- Treybal, R. E. (1981). *Mass-transfer operations* (3th ed.). Mc Graw-Hill.
- Tumu, K., Vorst, K., & Curtzwiler, G. (2023). Global plastic waste recycling and extended producer responsibility laws. *Journal of Environmental Management*, 348, 119242. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119242>
- Tumuluru, J. (2014). Effect of process variables on the density and durability of the pellets made from high moisture corn stover. *Biosystems Engineering*, (119), 44–57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.11.012>
- Tumuluru, J., Yancey, N. A., & Kane, J. J. (2021). Pilot-scale grinding and briquetting studies on variable moisture content municipal solid waste bales – Impact on physical properties, chemical composition, and calorific value. *Waste Management*, 125, 316–327. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.013>
- TWB. (2024). *Solid Waste Management*. The World Bank.
<https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/brief/solid-waste-management>
- UNE-EN 14775. (2010). *Método para la determinación del contenido en cenizas* (UNE-EN 14775). AENOR.
- UNE-EN ISO 17831-1. (2016). *Biocombustibles sólidos. Determinación de la durabilidad mecánica de pélets y briquetas. Parte 1: Pélets* (ISO 17831-1:2015).

AENOR.

UNE-EN ISO 18125. (2018). *Biocombustibles sólidos. Determinación del poder calorífico* (ISO 18125:2017). AENOR.

Unpinit, T., Poblarp, T., Sailoon, N., Wongwicha, P., & Thabout, M. (2015). Fuel Properties of Bio-Pellets Produced from Selected Materials under Various Compacting Pressure. *Energy Procedia*, (79), 657–662. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.11.551>

Van Soest, P. J., Robertson, J. B., & Lewis, B. A. (1991). Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. *Journal of Dairy Science*, 74(10), 3583–3597. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2)

Vassilev, S. V., Vassileva, C. G., Song, Y. C., Li, W. Y., & Feng, J. (2017). Ash contents and ash-forming elements of biomass and their significance for solid biofuel combustion. *Fuel*, 208, 377–409. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2017.07.036>

Veza, I., Irianto, Panchal, H., Paristiawan, P. A., Idris, M., Rizwanul, I. M., Putra, N. R., & Silambarasan, R. (2022). Improved prediction accuracy of biomass heating value using proximate analysis with various ANN training algorithms. *Results in Engineering*, 16, 6. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100688>

Vignote, S. P., & Martínez, I. (2006). *Tecnología de la Madera* (3a ed.). Ediciones Mundi-Prensa.

Voca, N., Bilandzija, N., Jurisic, V., Matin, A., Kricka, T., & Sedak, I. (2016). Proximate, Ultimate, and Energy Values Analysis of Plum Biomass By-products Case Study: Croatia's Potential. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 18(6). <http://jast.modares.ac.ir/article-23-11653-en.html>

Wakchaure, G., Manikandan, K., Mani, I., & Shirur, M. (2010). Kinetics of thin layer

- drying of button mushroom. *Journal of Agricultural Engineering*, 47, 41–46.
- Walpole, R. E., & Myers, R. H. (1996). *Probabilidad y estadística* (4a ed.). McGraw-Hill.
- Wang, H., & Nie, Y. (2001). Municipal Solid Waste Characteristics and Management in China. *Air & Waste Management Association*, (51), 250–263.
<https://doi.org/10.1080/10473289.2001.10464266>
- Wang, K., & Tester, J. (2023). Sustainable management of unavoidable biomass wastes. *Green Energy and Resources*, 1(1), 100005.
<https://doi.org/10.1016/j.gerr.2023.100005>
- WEC. (2016). *World energy resources* (2016; p. 1028). World Energy Council.
<https://www.worldenergy.org/assets/images/imported/2016/10/World-Energy-Resources-Full-report-2016.10.03.pdf>
- WHO. (2023, diciembre 15). *Contaminación del aire doméstico* [Int]. Contaminación de aire doméstico. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/household-air-pollution-and-health>
- WHO. (2024). *Proportion of population with primary reliance on fuel and technologies for cooking, by fuel type (%)* [Dataset].
<https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/proportion-of-population-with-primary-reliance-on-fuels-and-technologies-for-cooking-by-fuel-type>.
- Yaldyz, O., & Ertekyn, C. (2001). Thin layer solar drying of some vegetables. *Drying technology*, 19(3–4), 583–597. <https://doi.org/10.1081/DRT-100103936>
- Zhang, Z., Zhu, M., & Zhang, D. (2018). A Thermogravimetric study of the characteristics of pyrolysis of cellulose isolated from selected biomass. *Applied Energy*, 220, 97–93. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.057>
- Zhao, R., Wang, Y., Yu, X., Liu, W., Ma, D., Li, H., Ming, B., Zhang, W., Cai, Q., Gao, J.,

- & Li, S. (2023). Dynamics of Maize Grain Weight and Quality during Field Dehydration and Delayed Harvesting. *Agriculture*, 13(7), 1357. <https://doi.org/10.3390/agriculture13071357>
- Zhen-dong, C., Bo, M., Lu-lu, L., Jun, X., Wan-xu, Z., Liang-yu, H., Rui-zhi, X., Peng, H., Ke-ru, W., & Shao-kun, L. (2022). Dynamics of maize grain drying in the high latitude region of Northeast China. *Journal of Integrative Agriculture*, 21(2), 365–374. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(20\)63434-7](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(20)63434-7)
- Zhou, H., Meng, A., Long, Y., Li, Q., & Zhang, Y. (2014). Classification and comparison of municipal solid waste based on thermochemical characteristics. *Journal of the Air & Waste Management Association*, (64), 597–616. <https://www.tandfonline.com/action/showCitFormats?doi=10.1080/10962247.2013.873094>

ANEXOS

i. Reporte de similitud

ii. Formato de Originalidad

Fernando Damián Barajas Godoy

BIOCOMBUSTIBLE SÓLIDO POR DENSIFICADO DE LOS BIORESIDUOS DE ORIGEN VEGETAL Y LA EVALUACIÓN DE S...

 Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:424352526

Fecha de entrega

28 ene 2025, 10:32 a.m. GMT-6

Fecha de descarga

28 ene 2025, 10:40 a.m. GMT-6

Nombre de archivo

BIOCOMBUSTIBLE SÓLIDO POR DENSIFICADO DE LOS BIORESIDUOS DE ORIGEN VEGETAL Y LA EV....pdf

Tamaño de archivo

8.1 MB

151 Páginas

44,509 Palabras

228,596 Caracteres

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión		
Programa educativo	Doctorado en Ciencias en Ingeniería Química	
Título del trabajo	"BIOCOMBUSTIBLE SÓLIDO POR DENSIFICADO DE LOS BIORESIDUOS DE ORIGEN VEGETAL Y LA EVALUACIÓN DE SUS EMISIONES EN LA GENERACIÓN DE CALOR EN UN GASIFICADOR"	
	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	Fernando Damián Barajas Godoy	fbarajas@umich.mx
Director	Marco Antonio Martínez Cinco	marco.martinez@umich.mx
Codirector	José Guadalupe Rutiaga Quiñones	jose.rutiaga@umich.mx
Coordinador del programa	José Apolinar Cortes	doc.cs.ingenieria.quimica@umich.mx jose.apolinar@umich.mx

Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	No	

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español	No	
Traducción a otra lengua	Si	Revisión del estilo en inglés del "Abstract"
Revisión y corrección de estilo	No	
Análisis de datos	No	
Búsqueda y organización de información	No	
Formateo de las referencias bibliográficas	No	
Generación de contenido multimedia	No	
Otro	No	

Datos del solicitante	
Nombre y firma	Fernando Damián Barajas Godoy
Lugar y fecha	Morelia, Mich. a 24 de Enero del 2025