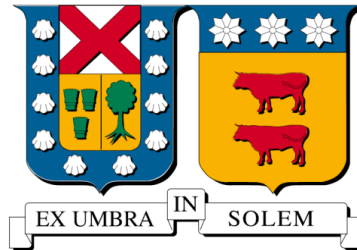


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA MECÁNICA
VALPARAÍSO-CHILE



“DESARROLLO TECNOLÓGICO DE UNA ESTUFA
DE CALEFACCIÓN RESIDENCIAL A LEÑA PARA
LA MITIGACIÓN DE CONTAMINANTES
ATMOSFÉRICOS”

LORENA PAZ ESPINOZA AGUIRRE

TESIS DE GRADO PARA OPTAR AL GRADO DE:
MAGÍSTER EN CIENCIAS DE INGENIERÍA MECÁNICA

PROFESOR GUÍA: Dr. MARIO TOLEDO TORRES

PROFESOR CO-REFERENTE: Dr. FABIÁN GUERRERO CASTRO

PROFESOR CO-REFERENTE: Dr. MAURICIO OSSES ALVARADO

PROFESOR CO-REFERENTE EXTERNO: Dr. FRANCISCO GRACIA CAROCA

JULIO - 2026



CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): ☐ Memoria o trabajo de título ☒ Tesis de Postgrado

Título del trabajo: Desarrollo tecnológico de una estufa de calefacción residencial a leña para la mitigación de contaminantes atmosféricos.

Nombre del candidato(a): Lorena Paz Espinoza Aguirre

Carrera / Grado: Magíster en Ciencias de la Ingeniería Mecánica

Campus: Casa Central, Valparaíso **Departamento:** Ingeniería Civil Mecánica

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Mario Toledo Torres, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución.

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL (marcar una opción)

☒ El trabajo **NO contiene** información que amerite confidencialidad y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

☐ El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (**embargo**) por (**marcar una opción**):

☐ 6 meses ☐ 12 meses ☐ 2 años ☐ 3 años ☐ 5 años ☐ 10 años

Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

4.- FIRMAS

Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:

Fecha: 25/09/2026

Firma:

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 25/09/2026

Firma:

Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.

RESUMEN

La contaminación atmosférica por material particulado en la zona centro-sur de Chile constituye una problemática estructural compleja, determinada por factores climáticos, socioeconómicos y culturales que han limitado la efectividad de tecnologías para mejorar la calidad del aire en zonas saturadas. Frente a este desafío, la presente investigación aborda el rediseño de un calefactor residencial a leña mediante la integración de Medios Porosos Inertes (MPI) al interior del hogar de combustión, como solución primaria que anticipe y prevenga la formación de contaminantes.

El estudio consideró el análisis comparado de un prototipo MPI respecto de un calefactor comercial ($11 \text{ kW}_{\text{th}}$), con monitoreo en línea de variables operacionales y emisiones de gases y partículas en el rango TSP a MP_1 , bajo un protocolo de quema modificado hacia una mayor representatividad de uso residencial. Los resultados evidencian que la integración de MPI intensificó los mecanismos de transferencia de calor y la mezcla aire-combustible, favoreciendo la redistribución de la energía útil para calefacción. Ello se tradujo en un aumento de 23,3% en la eficiencia, registrando a su vez, reducciones cercanas a 57% en las tasas de emisión y de 65,5% en los factores de emisión máscicos de material particulado. La disminución de CO y el aumento de CO_2 fueron consistentes con una tendencia hacia un mayor grado de oxidación. Sin embargo, la respuesta no fue homogénea. Los HC disminuyeron 11,5% al normalizar por energía útil, mientras que NO_x aumentó 26,2%, aunque dentro de rangos reportados para tecnologías convencionales de combustión residencial a biomasa. El factor de emisión máscico de BC varió -3,8%, sin diferencias significativas, mientras UVPM aumentó descriptivamente 15,4%.

Finalmente, la operación pasiva, el no requerir energía auxiliar y la facilidad de integración estructural posicionan al diseño como una solución con alto potencial de escalamiento y masificación, posicionándose como una alternativa viable para conciliar el confort térmico accesible con la descontaminación atmosférica, contribuyendo directamente a la protección de la salud pública en los contextos residenciales más críticos.

ABSTRACT

Atmospheric particulate matter pollution in south-central Chile constitutes a complex structural problem driven by climatic, socioeconomic, and cultural factors that have limited the effectiveness of technological solutions for improving air quality in designated saturated areas. Addressing this challenge, this study investigates the redesign of a residential wood stove through the structural integration of Inert Porous Media (IPM) within the combustion chamber as a primary mitigation strategy targeting pollutant formation at the source.

The study compared an IPM-equipped prototype with a commercial reference stove (11 kW_{th}), using continuous monitoring of operational variables and gaseous and particulate emissions across the particle-size range from TSP to PM₁ under a modified combustion protocol designed to represent residential operating conditions. IPM integration modified the thermal behavior and energy balance of the stove, resulting in a 23.3% increase in thermal efficiency. Particulate matter showed the clearest mitigation response, with reductions of approximately 57% in emission rates and 65.5% in mass-based emission factors. Decreased CO and increased CO₂ were consistent with a higher degree of oxidation. However, emission responses were pollutant-dependent. HC decreased by 11.5% when normalized by useful energy, whereas NO_x increased by 26.2%, although remaining within ranges previously reported for biomass combustion. The mass-based BC emission factor changed by only -3.8%, while UVPM showed a descriptive 15.4% increase.

Finally, passive operation, no auxiliary energy requirements, and ease of structural integration support the potential scalability and transfer of the proposed design. Overall, IPM integration provides a promising pathway for improving energy performance while substantially reducing particulate emissions from residential biomass heating systems.

Keywords: *Inert Porous Media; Residential wood combustion; Particulate matter; Black carbon; Emission factors; Thermal efficiency.*

ÍNDICE

1.	Introducción	5
1.1.	Problemática	5
1.1.1.	Antecedentes en Chile.....	9
1.2.	Solución tecnológica propuesta	14
1.3.	Objetivo General	18
1.4.	Objetivos Específicos.....	18
2.	Fundamentos teóricos y estado del arte	19
2.1.	Marco teórico	19
2.1.1.	Combustión de biomasa.....	19
2.1.2.	Tecnología de combustión en medios porosos inertes.....	26
2.1.3.	Medición y cuantificación de contaminantes atmosféricos	31
2.1.4.	Marcos regulatorios y procedimientos de medición	37
2.2.	Estado del arte	47
2.2.1.	Soluciones Primarias.....	49
2.2.2.	Soluciones Secundarias.....	50
2.2.3.	Aplicación de medios porosos inertes.....	54
3.	Metodología	65
3.1.	Diseño de prototipo calefactor	65
3.1.1.	Spirit 380 - BOSCA	65
3.1.2.	Prototipo MPL.....	68
3.2.	Diseño Experimental.....	72
3.3.	Ensayos de combustión.....	77

3.3.1.	Protocolo de quema.....	77
3.3.2.	Montaje experimental e instrumentación.....	78
3.4.	Procesamiento y análisis de datos.....	87
3.4.1.	Cálculo de concentraciones y factores de emisión	90
4.	Resultados y discusión	94
4.1.	Variables contextuales	94
4.2.	Variables operacionales	97
4.2.1.	Temperaturas.....	97
4.2.2.	Duración de ensayo, tasa de quemado y tiraje.....	107
4.3.	Eficiencia térmica	114
4.4.	Emisiones.....	116
4.4.1.	Gases	116
4.4.2.	Material particulado	126
4.4.3.	Carbono negro y fracción óptica.....	133
4.5.	Síntesis integrada de resultados	137
5.	Conclusión	142
6.	Referencias.....	147
7.	Anexos.....	160
	Anexo I. Oferta técnica de soluciones secundarias disponibles en el mercado chileno.	160
	Anexo II. Planos prototipo SMPI-01.	161
	Anexo III. Antecedentes meteorológicos.....	171
	Anexo IV. Ficha de registro de ensayo de combustión.	172

CAPITULO 1

1. Introducción

1.1. Problemática

La exposición de la población a contaminantes atmosféricos emitidos por la combustión residencial de leña constituye uno de los principales riesgos ambientales para la salud en Chile y en diversos países del mundo (Lelieveld et al., 2020; MMA, 2024a; WHO, 2021). En 2021, la contaminación del aire fue el segundo factor de riesgo de muerte a nivel global registrando 8,1 millones (I.C 95%: 6,7 – 9,5) de defunciones, de las cuales, un 58% fueron asociadas a la exposición a material particulado fino atmosférico (Health Effects Institute, 2024).

La quema ineficiente de leña libera grandes cantidades de contaminantes formados por una mezcla heterogénea de compuestos químicos en fase gaseosa y fase partícula, dentro de los cuales, destacan el material particulado (MP), el monóxido de carbono (CO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂), denominados contaminantes criterio, por su alta prevalencia y evidencia respecto a sus efectos adversos sobre la salud de la población y los ecosistemas (Peng & Sun, 2025; WHO, 2021). A su vez, los compuestos orgánicos volátiles (COV) provenientes de la combustión de biomasa, actúan como precursores en la formación de aerosoles orgánicos secundarios (AOS), que inciden en otro tipo de afectaciones sanitarias sobre la población, además de contribuir al incremento de las concentraciones atmosféricas de MP y ozono (O₃) producto de reacciones secundarias en la tropósfera (Czech et al., 2018).

Dentro de los contaminantes atmosféricos, los aerosoles representan un mayor riesgo sanitario. Referido a partículas sólidas y/o líquidas suspendidas en la atmósfera y de tamaño variable en el rango micrométrico a nanométrico, los aerosoles, comprenden una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos que determinan su efecto sobre la salud y el clima (Ghorashi & Khandelwal, 2023; R. Li et al., 2024; Vicente & Alves, 2018). Las partículas inhalables como

el material particulado fino ($MP_{2.5}$), aquel con un diámetro aerodinámico inferior a $2,5\ \mu m$, son capaces de penetrar en el sistema respiratorio, desde donde, pueden migrar al torrente sanguíneo causando daños sistémicos en tejidos y células, actuando así, como vectores para compuestos químicos de toxicidad variable (Kelly & Fussell, 2012). La exposición a partículas inhalables en suspensión como $MP_{2.5}$ se vincula a respuestas toxicológicas como genotoxicidad, citotoxicidad, estrés oxidativo, inflamación sistémica y enfermedades cardiovasculares (Briones-Valdivieso & Petermann Rocha, 2023; Butt et al., 2016; Kim et al., 2013; Pozo et al., 2015). Con ello, el $MP_{2.5}$ se reporta como el contaminante de mayor contribución sobre la carga global de enfermedad por contaminación atmosférica, estimándose 7,8 millones de muertes en 2021 atribuibles tanto a la exposición a $MP_{2.5}$ ambiental como intradomiciliario (Chowdhury et al., 2022, 2023; Health Effects Institute, 2024).

En regiones donde la calefacción en base a leña es extendida, la combustión residencial de biomasa representa la principal fuente antropogénica de $MP_{2.5}$ (Chowdhury et al., 2023; Kangas et al., 2024; Masami, 2021). La necesidad de calefacción a escala residencial es un servicio energético esencial para garantizar la salud y el confort térmico de millones de hogares a nivel mundial, especialmente, en territorios caracterizados por condiciones climáticas de bajas temperaturas y alta humedad (Gi et al., 2018; IEA, 2025). En términos energéticos, entre un 32% y un 33% de la demanda total de energía en edificios se destina a la calefacción de espacios interiores, donde la biomasa corresponde a la fuente energética predominante en regiones como América Latina, África, Medio Oriente y Asia, abasteciendo entre un 38% y 69% de la demanda energética por calefacción en estos territorios en 2010 (Ürge-Vorsatz et al., 2015). Si bien se registran avances hacia la descarbonización de la matriz energética residencial, principalmente economías desarrolladas, la distribución geográfica de dichos avances se ve limitada en gran medida por factores socioeconómicos (Batoool et al., 2022). De esta forma, las trayectorias tecnológicas y sociales que satisfacen la necesidad de calefacción divergen según el nivel de ingreso y la infraestructura disponible.

En este contexto, en países de altos ingresos, predominan sistemas de calefacción centralizada, gas natural y electrificación progresiva, mientras que en países de ingresos bajos y medios persisten barreras de infraestructura, costos y acceso a energía térmica limpia y sostenible (IEA, 2025; Muller & Yan, 2016). En cambio, en sectores como América Latina, Asia y África, especialmente en sectores rurales, el acceso y asequibilidad de tecnologías modernas es limitado por lo que los hogares recurren a vectores locales de bajo costo como la leña, frecuentemente en artefactos de combustión simple y en viviendas con bajos niveles de aislación térmica, lo que deriva en la intensificación de la demanda de energía para calefacción (Eshetu Abebaw, 2024; Masami, 2021; Semanya & Machete, 2019). De esta forma, el panorama global revela una marcada desigualdad en base al nivel de desarrollo socioeconómico de los países.

En términos de uso, la leña responde a factores tanto socioeconómicos como el costo, la accesibilidad y la flexibilidad para ser utilizada en diferentes artefactos (RedPE, 2021; RedPE & Generadoras de Chile, 2022; Semanya & Machete, 2019), como por factores socioculturales relacionados al vínculo psico-social con el fuego y en particular, con el calor radiativo y sus atributos sensoriales (Karlsson et al., 2020). Diversos estudios reportan como la combustión de leña incide sobre aspectos fisiológicos y psicosociales que determinan la percepción de confort térmico, además de incidir sobre la relajación y disposición a la socialización en humanos (Dana Lynn, 2014; Karlsson et al., 2020; Yang et al., 2024). A su vez, la autopercepción de la calidad del aire en el ambiente inmediato es un factor que se ha estudiado y correlacionado con el compromiso en la adopción de medidas hacia la reducción de la contaminación y el autocuidado en la población (Hofflinger et al., 2019).

El vínculo sociocultural explica en parte, la resistencia al cambio y a la adopción de tecnologías más eficientes en términos de reducción de emisiones, además de relacionarse con la prevalencia en el uso de biomasa para calefacción en hogares de mayores ingresos (Kangas et al., 2024; Zalzal et al., 2024). En zonas urbanas de países desarrollados, la combustión residencial de leña se utiliza como un método de calefacción complementario y de uso recreacional (Kangas et al., 2024). Si

bien el uso de leña en contextos urbanos en países desarrollados puede implicar un menor factor de riesgo sanitario en comparación a países en vías de desarrollo, debido al acceso a tecnologías más eficientes, estudios han reportado que incluso la exposición a bajas concentraciones de MP (4,5 $\mu\text{g m}^{-3}$ o menores), impacta la morbilidad y mortandad de la población expuesta (Health Effects Institute, 2024).

Si bien la problemática de la contaminación por uso residencial de leña considera la interrelación de múltiples factores, entre ellos, socioculturales, económicos, psico-sociales y normativos, la necesidad de calefacción que subyace resulta en esencia, una necesidad de tipo tecnológica. En este escenario, la trayectoria del desarrollo de tecnologías de calefacción a escala residencial ha avanzado en la formulación de soluciones de tipo primarias y secundarias orientadas a la reducción de emisiones contaminantes (Wöhler et al., 2017). Medidas como la promoción del uso de leña seca, las mejoras en el diseño de cámaras de combustión (Pettersson et al., 2011), el control y automatización del ingreso de aire (Carvalho et al., 2018; Zhang et al., 2023) y el balance entre materiales aislantes y conductivos (Szramowiat-Sala et al., 2019), corresponden a ejemplos de tecnologías de control primarias que buscan generar condiciones que permitan anticiparse a la generación de contaminantes. Por su parte, las tecnologías de control secundario, como filtros electrostáticos y catalizadores, se orientan a tratar emisiones posterior a su formación durante la combustión (Hukkanen et al., 2012; Laboureur et al., 2025; Suhonen et al., 2021). Si bien existe oferta comercial de este tipo de tecnologías que han demostrado efectividad técnica, su costo de implementación, requerimientos de mantención y baja adaptabilidad a los entornos residenciales más vulnerables han dificultado su masificación, evidenciando una brecha importante entre el potencial tecnológico y su aplicabilidad social, particularmente en las ciudades y localidades donde la contaminación por calefacción a leña es más crítica.

En este escenario, la literatura reciente coincide en que el desafío principal no radica solo en perfeccionar los sistemas de combustión convencionales, sino en innovar en el diseño de artefactos que reduzcan emisiones en fuente y que, al mismo tiempo, sean económicamente accesibles,

culturalmente aceptables y técnicamente viables en contextos precarios (Chowdhury et al., 2023; Kangas et al., 2024). En consecuencia, la baja accesibilidad de soluciones innovadoras acentúa la dependencia de dispositivos de baja eficiencia en los hogares más afectados por la contaminación. Superar estas limitaciones requiere enfoques que integren simultáneamente eficiencia técnica, asequibilidad y pertinencia social, orientando la investigación hacia soluciones que no solo reduzcan las emisiones, sino que sean implementables en los contextos de mayor afectación sanitaria.

1.1.1. Antecedentes en Chile

En Chile, la contaminación atmosférica asociada a la combustión residencial de leña representa uno de los principales problemas ambientales y sanitarios del país, concentrándose espacialmente en las ciudades del centro-sur donde confluyen condiciones climáticas, socioeconómicas y culturales que agravan su magnitud (Briones-Valdivieso & Petermann Rocha, 2023; Huneus et al., 2020; MMA, 2024a).

A nivel Sudamericano, en 2024, cinco de las diez ciudades más contaminadas por $MP_{2.5}$ se localizan en la zona centro-sur de Chile, destacando Coyhaique con un promedio anual ocho veces superior al límite recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS), alcanzando los $40,5 \mu g m^{-3}$ (IQAir, 2024). En las regiones del Maule, Ñuble, Biobío, La Araucanía, Los Ríos y Aysén, la combinación de bajas temperaturas invernales, alta humedad ambiental y una topografía con escasa ventilación atmosférica genera un escenario propicio para la acumulación de contaminantes. Durante los meses de invierno, las concentraciones medias diarias de $MP_{2.5}$ pueden alcanzar valores superiores a $200 \mu g m^{-3}$ (Huneus et al., 2020), generando episodios de emergencia ambiental con restricciones temporales al uso de calefactores (Figura 1). Esta situación configura una problemática estructural de contaminación focalizada en la temporada invernal con severas consecuencias para la salud pública, evidenciada por el aumento de enfermedades

respiratorias y cardiovasculares, así como de la mortalidad prematura en población vulnerable (Briones-Valdivieso & Petermann Rocha, 2023; Huneus et al., 2020).

En el centro-sur del país, existe una fuerte preferencia cultural por el uso de leña debido a la abundancia del recurso y a su bajo precio en comparación con otros combustibles (Mardones & Cornejo, 2020; Reyes et al., 2019). La leña constituye la fuente energética predominante para calefacción residencial, con una penetración por sobre el 60% entre las regiones del Maule y Biobío, y superior al 80% entre las regiones de la Araucanía y Aysén (RedPE, 2021; RedPE & Generadoras de Chile, 2022). Ello convierte a la combustión residencial de leña en la principal fuente emisora de $MP_{2,5}$, representando más del 90% de las emisiones anuales en 2017 a nivel nacional (Huneus et al., 2020; MMA, 2024a).

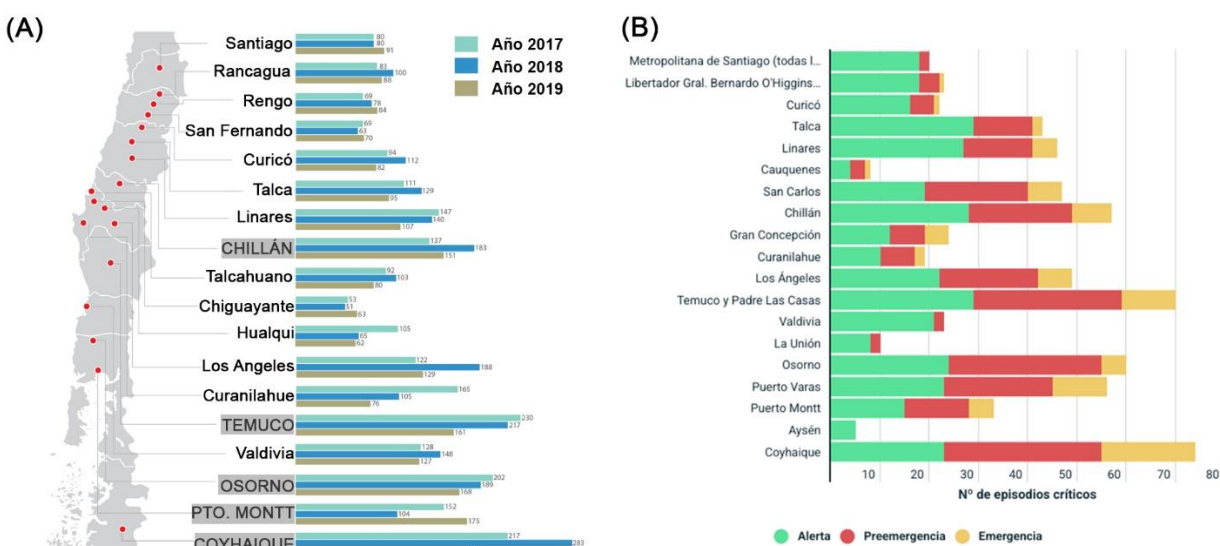


Figura 1. Emisiones de material particulado fino en Chile: (A) percentil 98 de concentración promedio diaria de $MP_{2,5}$ para los años 2017, 2018 y 2019 (Huneus et al., 2020); (B) número de episodios críticos anuales por concentración de $MP_{2,5}$ atmosférico según localidad en 2023 (MMA, 2024a).

La persistencia y el uso intensivo de leña, a pesar de los antecedentes de severas externalidades ambientales y de salud, se ha atribuido a un conjunto de factores económicos, culturales y tecnológicos propios del contexto territorial que reflejan las condiciones estructurales del país

(Jaime et al., 2020; RedPE & Generadoras de Chile, 2022; Reyes et al., 2019). La leña es el combustible más asequible para amplios sectores de la población, siendo entre cuatro y seis veces más económica que la electricidad o el gas licuado de petróleo (GLP), lo que sumado al recurso vegetacional y la actividad forestal característica de la zona, la convierte en una alternativa de alta disponibilidad para enfrentar los inviernos fríos y húmedos del sur de Chile (RedPE, 2021).

A su vez, la preferencia por el uso de leña se sustenta en ventajas relativas a la seguridad energética y la flexibilidad técnica que ofrece en comparación con otras fuentes de energía como la electricidad, el GLP y el pellet. En un contexto de riesgo de intermitencia en el suministro eléctrico en temporada invernal, con un promedio nacional de interrupciones prolongadas (SAIDI) superior a 12 horas en 2020 (RedPE & Generadoras de Chile, 2022), sumado a posibles alteraciones en la conectividad entre los hogares y las fuentes de abastecimiento de combustible, la leña se constituye como un recurso energético que brinda mayor seguridad en términos de disponibilidad durante los meses de mayor demanda e inestabilidad (RedPE & Generadoras de Chile, 2022). A su vez, la leña brinda una flexibilidad operativa valorada por sus atributos sensoriales y de sostenibilidad térmica, que contrasta con combustibles alternativos, como el pellet, que dependen de cadenas de suministro que han demostrado ser vulnerables a problemas de stock y disponibilidad. Esta rigidez en la cadena de suministro contrasta con la flexibilidad de la leña, en parte, debido a altos niveles de informalidad actuales en el mercado nacional.

Frente a esta problemática, se han implementado diversas políticas públicas, principalmente mediante la declaración de zonas latentes o saturadas en función de la condición de cumplimiento con las normas de calidad del aire atmosférico. A noviembre de 2025, se registran 17 instrumentos vigentes a nivel nacional: 13 Planes de Descontaminación Atmosférica (PDA), 3 Planes de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA) y 1 Plan de Prevención Atmosférica (PPA). Del total de instrumentos, un 64,7% se relaciona con concentraciones de material particulado que exceden la normativa, los cuales atribuyen el uso residencial de leña como la principal fuente de

contaminación en estos territorios. Dichos instrumentos, se concentran en la zona centro-sur, desde la región Metropolitana hasta la región de Aysén (Huneus et al., 2020; MMA, 2025a).

Dentro de las medidas que establecen en los PDA, se incluyen: (i) el recambio de calefactores; (ii) el subsidio a la aislación térmica; (iii) la promoción del uso de leña seca certificada; y (iv) la restricción de la combustión en calefactores en episodios críticos (MMA, 2025a). No obstante, las evaluaciones ex post de estos programas, muestran resultados modestos (Mardones & Cornejo, 2020). La efectividad de los PDA ha sido heterogénea, reflejando diferencias estructurales en la implementación, la capacidad institucional y la aceptación social de las medidas. Se ha reportado que si bien, los PDA han logrado reducciones promedio de MP_{10} en torno a $8 \mu g m^{-3}$, no se han constatado cambios significativos en las concentraciones de $MP_{2,5}$, lo que refleja la limitada efectividad de las medidas implementadas (Mardones & Cornejo, 2020). Por su parte, pese a que el Informe Estado del Medio Ambiente 2024 reconoce una disminución a nivel nacional del 38% en las emisiones atmosféricas residenciales de $MP_{2,5}$ respecto del año 2014, atribuible principalmente a mejoras tecnológicas y programas de recambio (MMA, 2024a), el cumplimiento pleno de las metas de descontaminación aún se proyecta a varias décadas, lo que refuerza la urgente necesidad de la implementación de mejoras (MMA, 2024a).

En la arista tecnológica, evaluaciones al Programa de Calefacción Sostenible (PCS), ex Programa de Recambio de Calefactores (PRC), reportan un avance limitado respecto de sus metas iniciales. Para 2017, solo se había alcanzado alrededor del 9% del total de recambios proyectados en los planes vigentes (Mardones & Cornejo, 2020), estimándose que, si el programa mantuviera el presupuesto anual promedio y la misma oferta tecnológica utilizada hasta 2017, tardaría aproximadamente 27 años en cumplir con la instalación de calefactores pendientes, lo que no es consistente con el plazo máximo de 10 años de la mayoría de los PDA, revelando una ejecución más lenta de lo esperado (CSP, 2019). Dentro de las principales barreras identificadas, destaca: (i) un alto costo de adquisición de las tecnologías pese a la masividad de las adquisiciones; (ii) variabilidad territorial en los indicadores de costo-eficiencia en cuanto al costo total por unidad de

emisión retirada de $MP_{2,5}$, según los costos operacionales en cada zona; (iii) baja capacidad de fiscalización; (iv) focalización débil de usuarios al considerar criterios socioeconómicos que no se relacionan directamente con la reducción de emisiones; y (v) condiciones de pobreza energética estructural (CSP, 2019; Huneus et al., 2020; Mardones & Cornejo, 2020). De esta forma, las evaluaciones realizadas sugieren que la aceptación social y la asequibilidad operativa son factores determinantes en la sostenibilidad de las políticas de recambio.

Paralelamente, junto con la calidad de los artefactos, la calidad de la leña es reconocida tanto por actores públicos como privados, como un factor determinante sobre la problemática de contaminación atmosférica. En este contexto, en noviembre de 2022, se aprueba la Ley 21.499 que regula los biocombustibles sólidos. La ley tiene por objeto que los biocombustibles sólidos, como la leña, pellets, briquetas y el carbón vegetal, que se produzcan, transporten y comercialicen en Chile, cumplan con especificaciones técnicas mínimas de calidad que aseguren una combustión más eficiente y, por tanto, una menor emisión de contaminantes, reduciendo así el riesgo sobre la salud y el entorno. Con ello, la regulación considera tanto la mejora de la calidad intrínseca del combustible, como de la formalización del mercado mediante la certificación de centros de procesamiento de biomasa, registros obligatorios de comercializadores y productores, y la fiscalización por parte de la Superintendencia de Electricidad y Combustibles (SEC) (BCN, 2022).

Pese a la aprobación de la ley, su implementación requiere de la publicación de su reglamento (en elaboración a noviembre de 2025), instalación de capacidades en los territorios, sistemas de certificación, fiscalización y formalización del mercado. En términos de plazos, la implementación considera tres fases a 1, 3 y 5 años desde la entrada en vigor del reglamento, priorizando aquellas comunas declaradas como saturadas o latentes por $MP_{2,5}$ entre las regiones de Ñuble a Aysén en primera instancia, luego en comunas de las regiones de O'Higgins y Maule, finalizando su implementación en el resto del territorio nacional en su última fase a 5 años (Ministerio de Energía, 2025). En consecuencia, el impacto de la nueva normativa se estima al mediano plazo.

En este escenario, para avanzar en el desarrollo de soluciones a la problemática de la calidad del aire en el sur de Chile, se requiere de un enfoque integral que combine regulación, tecnología y aspectos socioculturales para garantizar que las soluciones propuestas sean efectivas, accesibles y sostenibles para la población más vulnerable, contribuyendo así a reducir de forma estructural la contaminación atmosférica y sus impactos en la salud pública.

1.2. Solución tecnológica propuesta

En un contexto de transición energética residencial en Chile, caracterizado por antecedentes de pobreza energética estructural, limitaciones en la infraestructura eléctrica y un marcado arraigo sociocultural en el uso de leña como fuente térmica, resulta necesario explorar soluciones tecnológicas que sean ambientalmente efectivas, económicamente viables y socialmente asimilables. En este escenario, la integración de la tecnología de combustión en medios porosos inertes (MPI) a calefactores residenciales a leña, se plantea como una alternativa innovadora, capaz de mitigar la emisión de contaminantes al mejorar la calidad del proceso de combustión sin alterar las prácticas de uso ni requerir energía auxiliar para su operación, actuando así, como solución de tipo primaria actualmente inexistente en la oferta tecnológica nacional e internacional.

Dentro de los procesos térmicos y tecnologías para la generación de calor, la combustión en MPI constituye un concepto innovador respecto a procesos de combustión convencionales en llama libre. Desde los estudios de Bone en 1912 sobre la influencia de superficies calientes sobre la combustión gaseosa (Bone, 1912), junto con investigaciones sobre estabilización de llamas en sólidos porosos, el concepto de exceso de entalpía y temperaturas super adiabáticas (Kamal & Mohamad, 2006), diversos estudios han evidenciado los atributos y ventajas del uso de MPI en procesos térmicos (Abdul Mujeebu, 2016; Abdul Mujeebu et al., 2014; Kamal & Mohamad, 2006).

La combustión en MPI comprende la interacción entre un material sólido poroso en el proceso de oxidación de un combustible que puede estar en estado gaseoso, líquido o sólido. Las reacciones de combustión ocurren al interior de los poros de distribución tridimensional que conforman la

matriz sólida, químicamente inerte, pero con propiedades que intensifican los mecanismos de transferencia de calor entre las fases (Kamal & Mohamad, 2006; Mishra et al., 2018; Mujeebu et al., 2009). De esta forma, efectos sinérgicos se producen dado los fenómenos de: (i) radiación transferida desde la zona de reacción hacia el sólido; (ii) la convección entre el sólido y los gases que fluyen a través de su estructura; y (iii) la conducción a través de la matriz sólida que permite la recirculación de calor en el sistema. Esta recirculación interna de calor permite precalentar la mezcla aire-combustible, estabilizar el frente de reacción y alcanzar temperaturas locales superadiabáticas, incrementando así, la eficiencia de oxidación y reduciendo la formación de inquemados (Mishra et al., 2018). De esta forma, la intensa transferencia de calor que se genera entre las fases gas-sólido, produce zonas de combustión de distribución homogénea (frente de llama) que permite acoplar la química de reacciones homogéneas en fase gaseosa con la transferencia de calor superficial con el sólido (Kamal & Mohamad, 2006).

Desde el punto de vista físico-termodinámico, la combustión en MPI se caracteriza por su capacidad de mantener una distribución térmica homogénea en el volumen de reacción, lo que amplía los límites de estabilidad de la combustión, posibilita la operación con mezclas pobres en combustible, y favorece la reducción de emisiones de CO, NO_x y MP (Wood & Harris, 2008). Esto, sumado a las características de alta superficie específica, elevada conductividad térmica, espesor óptico y capacidad de operar bajo regímenes de recirculación de calor, han posicionado a la tecnología de MPI como una alternativa versátil para mejorar la estabilidad de llama, aumentar la eficiencia energética y reducir emisiones en diversos sistemas de combustión, tanto en aplicaciones industriales como en sistemas a escala residencial (Isabel Malico, 2015; Kamal & Mohamad, 2006; Mishra et al., 2018).

Algunos estudios han explorado su aplicación en dispositivos de combustión de biomasa, particularmente en calderas y calefactores a leña, principalmente como solución de tipo secundaria, es decir, focalizando la funcionalidad del MPI como filtro para partículas o como soporte para la aplicación de catalizadores posicionados en la canalización de gases producto al

interior de los artefactos, o en los ductos de evacuación de gases (Rico et al., 2020; Mack & Hartmann, 2016; Wöhler et al., 2017; Zhang et al., 2023). Dichas configuraciones han mostrado reducciones bajas o parciales de material particulado y compuestos inquemados, aunque su efectividad depende de la temperatura alcanzada, el régimen de flujo, la ubicación del medio poroso dentro del sistema y el uso o no de recubrimiento catalítico.

En contraste con este enfoque, la presente investigación propone el rediseño integral de un calefactor residencial a leña incorporando la tecnología de MPI como solución de tipo primaria, orientada a actuar directamente sobre el proceso de combustión. Este planteamiento busca aprovechar los mecanismos de transferencia y recirculación de calor característicos de los MPI para mejorar la eficiencia del proceso de combustión y reducir las emisiones en la fuente, contribuyendo así, al desarrollo de una tecnología de calefacción más limpia, eficiente y alineada con los objetivos de descontaminación atmosférica en zonas afectadas por el uso intensivo de leña como combustible residencial.

La propuesta considera la incorporación de MPI al interior del hogar de combustión de un calefactor residencial a leña representativo de la oferta nacional, por lo que el potencial de transferencia se proyecta a nivel de fabricación, integrándose al diseño estructural de calefactores convencionales certificados y actuando de forma pasiva, sin requerir fuentes de energía secundarias como la electricidad, o cambios conductuales o capacitación por parte de los usuarios finales. De esta manera, la integración de MPI se configura como una solución aplicada con potencial transferible y socialmente compatible, que busca aportar soluciones a los desafíos de la calefacción residencial en zonas del centro y sur de Chile, contribuyendo a una transición energética más equitativa y sostenible.

Como antecedente de investigación, la presente tesis se origina a partir del trabajo conceptual y experimental desarrollado por el Grupo de Investigación en Combustión en Medios Porosos Inertes, liderado por el Dr. Mario Toledo T., del Departamento de Ingeniería Mecánica de la Universidad Técnica Federico Santa María (USM), Valparaíso, Chile. Durante 2020 a 2023, y en

continuidad del proceso de desarrollo de la presente propuesta de solución en colaboración con la empresa BOSCA Chile S.A. (BOSCA), se impulsa el desarrollo y validación de un prototipo de calefactor residencial a leña con MPI integrados, con el propósito de avanzar desde un nivel de madurez tecnológica inicial de TRL 4, hacia etapas superiores de validación experimental. En esta línea, el presente trabajo se enmarca dentro del Proyecto FONDEF IDeA I+D código ID20I10319, adjudicado por la USM en colaboración con BOSCA y financiado por la Subdirección de Investigación Aplicada (SIA) de la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) Chile, el cual sustenta la presente investigación.

1.3. Objetivo General

En el marco del proyecto ANID-FONDEF ID20I10319, el presente trabajo tiene el objetivo de desarrollar un innovador prototipo de calefacción residencial a leña mediante el uso de medios porosos inertes en el hogar de combustión, que permita mitigar la emisión de contaminantes atmosféricos (carbono negro, material particulado y gases de combustión).

1.4. Objetivos Específicos

- 1.4.1. Diseñar y fabricar una estufa prototipo de combustión de leña bajo el concepto de combustión filtrada.
- 1.4.2. Implementar sistemas de monitoreo de condiciones operacionales y de recolección de emisiones gaseosas y partículas en base a normativa nacional e internacional.
- 1.4.3. Desarrollar pruebas experimentales de combustión de leña en calefactor prototipo fabricado y en calefactor de referencia.
- 1.4.4. Evaluar la eficiencia y las emisiones de carbono negro, material particulado atmosférico y gases de combustión de la tecnología desarrollada, y determinar los factores de emisión asociados.
- 1.4.5. Analizar el potencial de transferencia y masificación de la tecnología desarrollada, en base a los resultados obtenidos.

CAPITULO 2

2. Fundamentos teóricos y estado del arte

2.1. Marco teórico

2.1.1. Combustión de biomasa

La combustión corresponde a un proceso termoquímico complejo ampliamente utilizado para la generación de calor y energía (Nussbaumer, 2003). Comprende el desarrollo consecutivo de reacciones heterogéneas y homogéneas, caracterizadas por cuatro fases principales de: (i) secado y calentamiento, (ii) volatilización y pirólisis; (iii) fase de llama; y (iv) fase de humo (Tissari, 2008), que básicamente, comprende la oxidación del carbono e hidrógeno elemental presente en el combustible a dióxido de carbono (CO_2) y vapor de agua ($\text{H}_2\text{O}_{(\text{g})}$) (Demirbas, 2007).

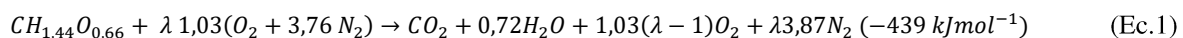
En este contexto, las propiedades del combustible inciden de forma determinante sobre la cinética de las reacciones, las temperaturas alcanzadas, la formación de productos intermedios y la eficiencia global del proceso (Demirbas, 2007; Lisý et al., 2020; Tissari, 2008). La biomasa, se define como toda materia orgánica de origen vegetal o animal que puede ser utilizada como fuente de energía, compuesta principalmente por carbono (C), hidrógeno (H) y oxígeno (O), además de pequeñas fracciones de nitrógeno (N), azufre (S) y minerales (Koppejan & Van Loo, 2012). En particular, la biomasa lignocelulósica, como la leña, se constituye de carbono (C: 47-52%), oxígeno (O: 38-45%) e hidrógeno (H: 6,1-6,3%), concentrando una alta fracción de material volátil, en torno al 80% de su peso seco, a diferencia de otro tipo de combustibles (Tissari, 2008).

La leña, catalogada como biocombustible sólido elaborado en base a madera trozada (BCN, 2022), se compone estructuralmente de tres polímeros principales: celulosa (40–45 % del peso seco), hemicelulosa (20–35 %) y lignina (15–30 %), además de una fracción menor de extractivos orgánicos y compuestos minerales. La celulosa ($\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$)_n, es un polímero lineal de glucosa que conforma la base estructural de las paredes celulares, mientras que la hemicelulosa está constituida

por diversos azúcares simples como xilosa ($C_5H_{10}O_5$), manosa ($C_6H_{12}O_6$) y glucosa ($C_6H_{12}O_6$), que recubren y enlazan las microfibras de celulosa. Por su parte, la lignina ($C_{40}H_{44}O_{14}$) es un polímero aromático amorfo y de alto peso molecular, carente de azúcares, que confiere la rigidez y resistencia estructural a la leña (Tissari, 2008; Vicente & Alves, 2018).

Por su parte, la fracción mineral presente en la leña corresponde a menos del 0,5% en peso seco, predominando el calcio (Ca), potasio (K), magnesio (Mg), fósforo (P) y manganeso (Mn), además de trazas de S, cloro (Cl) y hierro (Fe). Dichos elementos, pese a encontrarse en baja concentración, son relevantes en la formación de escorias y cenizas durante la combustión, debido a sus interacciones con compuestos de silicio y oxígeno a altas temperaturas (Nussbaumer, 2003).

En términos termoquímicos, la combustión ideal o completa de un combustible lignocelulósico comprende el proceso donde todo el carbón e hidrógeno elemental se convierten en CO_2 , $H_2O_{(g)}$ y energía. Considerando una composición media de biomasa, la combustión completa puede describirse mediante la reacción exotérmica global simplificada presentada en Ecuación 1 (Ec.1), siendo λ , el exceso de aire, el cual corresponde al ratio entre la cantidad de aire disponible en el proceso respecto del aire estequiométrico, es decir, la cantidad de aire que teóricamente se requeriría para la oxidación total del combustible (Nussbaumer, 2003).



Si bien, Ec.1 presenta un modelo simplificado de combustión completa, en condiciones de operación reales, la eficiencia en que se produce la conversión depende de diversos parámetros operacionales críticos como la temperatura de combustión, el suministro y distribución del aire, el grado de mezcla entre gases combustible y el oxidante, junto con la fase de combustión predominante (Cereceda-Balic et al., 2017; Holubčík et al., 2022; Nussbaumer, 2003; Tissari, 2008; Torvela et al., 2014).

La combustión eficiente de biomasa requiere temperaturas superiores a 500 °C para asegurar la degradación térmica completa de la celulosa, hemicelulosa y lignina; temperaturas inferiores favorecen la acumulación de monóxido de carbono (CO) y compuestos orgánicos intermedios. A su vez, un suministro adecuado de aire (λ) y su correcta distribución en flujos parcializados resultan esenciales para completar la oxidación de los gases combustibles. Una mezcla deficiente entre el aire y los productos de pirólisis incrementa la formación de productos de combustión incompleta. Ello sustenta el rediseño de calefactores en base al ingreso de aire en etapas (concepto de “*air staging*”) y su impacto sobre las emisiones (Carvalho et al., 2018; Holubčík et al., 2022). A su vez, las emisiones totales no sólo dependen de una fase de llama estable, sino también de las etapas transitorias de encendido (fase de secado y calentamiento) y extinción (fase de humo), en las cuales la combustión incompleta y el fenómeno de “*smoldering*” pueden contribuir de forma significativa a la emisión de MP_{2.5} (Cereceda-Balic et al., 2017; Ohlemiller, 1985).

Dentro de otros factores críticos reportados que inciden sobre la formación de contaminantes, destaca el contenido de humedad del combustible y la forma de operación del calefactor por parte de usuarios finales. Por un lado, estudios han reportado que combustionar leña húmeda aumenta de forma significativa la emisión de contaminantes tanto gaseosos como partículas (Nussbaumer, 2003; Tissari, 2008; Torvela et al., 2014), mientras que las técnicas de encendido, la dinámica de carga, el tamaño de los leños y su distribución al interior del hogar de combustión impactan de forma determinante sobre la eficiencia térmica y emisiones durante el uso de calefactores (Ghorashi & Khandelwal, 2023; Kilkenny et al., 2024). De esta forma, en condiciones reales de operación, la combustión incompleta corresponde al mecanismo principal de generación de contaminantes gaseosos y en fase partícula, donde las rutas de emisión de cada contaminante están estrechamente relacionadas a las fases del proceso y su eficiencia (Ghorashi & Khandelwal, 2023; Tissari, 2008).

Como consecuencia de una combustión ineficiente de biomasa, se produce el aumento relativo en emisiones de CO, compuestos orgánicos volátiles (COV) y partículas (Santiago-De La Rosa et al.,

2017), mientras que las emisiones de óxidos de azufre (SO_x) y óxidos de nitrógeno (NO_x), en este caso, dependen principalmente de la composición elemental del combustible (Ghorashi & Khandelwal, 2023; Schwarzer et al., 2022).

Gran parte de los contaminantes en fase gaseosa asociados a la combustión incompleta provienen de remanentes de la fase de volatilización (pirólisis) que no logran oxidarse por completo, ya sea por falta de oxígeno o temperatura. Entre ellos, el CO es el más representativo e indicativo de la eficiencia de proceso, ya que puede producirse de forma transversal al proceso, ya sea durante la pirólisis de los constitutivos de la biomasa, durante la oxidación parcial de volátiles, y/o durante la combustión incompleta del carbono residual. El aumento en las emisiones de CO es particularmente evidente durante los transientes operacionales. Durante la fase de encendido, las concentraciones aumentan producto del encendido en frío y calentamiento paulatino de la cámara de combustión, junto con la insuficiencia en la distribución del aire; durante la fase de llama, dichas concentraciones disminuyen al alcanzar condiciones más homogéneas en cuanto a niveles de temperatura y distribución de aire; mientras que en la fase de humo, vuelven a incrementarse producto del proceso de enfriamiento del sistema y la combustión del carbón residual (*char*), donde la difusión de oxígeno es baja y el descenso de las temperaturas desfavorece la oxidación completa a CO_2 (Tissari, 2008; Torvela et al., 2014).

Adicionalmente, la emisión de COV, que comprenden una mezcla amplia y compleja de compuestos orgánicos como hidrocarburos, aldehídos, ácidos orgánicos y fenoles entre otros, se produce directamente por condiciones sub-estequiométricas y/o de baja temperatura local durante la fase de pirólisis (Schwarzer et al., 2022). Estos compuestos, se caracterizan por una alta presión de vapor por lo que permanecen mayoritariamente en fase gaseosa. Al ser emitidos, actúan como precursores para la formación de aerosoles orgánicos secundarios (AOS) al interactuar en la atmósfera. A pesar de que la combustión de biomasa, y en particular de leña, genera la emisión de cientos de COV diferentes, estudios sobre la vinculación de estos con la carga real de AOS, indican que la contribución se focaliza en el envejecimiento atmosférico de 22 compuestos, dentro de los

cuales, los productos de la oxidación de fenol, naftaleno y benceno, explican en torno al 80% de la carga de AOS observada (Vicente & Alves, 2018).

Por su parte, el MP generado en combustión de biomasa comprende una fracción de partículas ultrafinas (UFP; ≤ 100 nm), finas (MP_{2,5}; $\leq 2,5$ μ m) y partículas gruesas (MP_{2,5-10}; ≤ 10 μ m) (Kuye & Kumar, 2023) categorizadas según el concepto de diámetro equivalente. Sin embargo, al corresponder a una categorización física y no respecto a una composición química determinada, el MP comprende una alta diversidad de compuestos en forma de partículas sólidas, líquidas y/o sólido-líquidas capaces de suspenderse en el aire. Diversas interacciones durante el proceso de combustión determinan su composición, tamaño y propiedades físicas, siendo el carbono orgánico, el carbono elemental y los compuestos inorgánicos derivados de la ceniza, las fracciones de su composición más características.

Respecto a los mecanismos de generación de MP, se identifican dos rutas principales: (i) la formación de aerosoles primarios, dominada por la nucleación y condensación de vapores orgánicos semi volátiles provenientes de la pirólisis incompleta, y (ii) la formación de partículas carbonosas, derivadas de la desvolatilización y posterior carbonización del *char*, cuyo grado de oxidación depende críticamente de la difusión de oxígeno en el lecho y de la temperatura de la capa reactiva. Bajo condiciones de mezcla heterogénea o enfriamiento rápido del flujo de combustión, estas partículas pueden sobrevivir sin oxidarse, contribuyendo a un aumento sustancial de la masa y número de partículas emitidas.

En particular, la fracción inorgánica de partículas finas se origina principalmente durante la fase de pirólisis y de llama, a partir de la volatilización de elementos formadores de ceniza como: K, Na, S, Cl y Zn (Torvela et al., 2014). A medida que los gases calientes atraviesan la zona de llama y transitan hacia zonas de menor temperatura, ocurre la nucleación homogénea de dichas especies al enfriarse bajo condiciones de menor presión de vapor, generando partículas ultrafinas que posteriormente crecen por medio de procesos de condensación y coagulación (Tissari, 2008). En

este proceso, destaca el óxido de zinc (ZnO) al actuar como núcleo inicial de condensación, facilitando el crecimiento de la fase inorgánica e incluso, favoreciendo la deposición de compuestos orgánicos sobre su superficie (Torvela et al., 2014). Dicho mecanismo, explica cómo, incluso bajo condiciones de combustión relativamente eficientes, una fracción significativa de partículas finas corresponde a aerosoles inorgánicos derivados de ceniza volátil.

Por su parte, la fracción de partículas carbonáceas, propias de procesos de combustión incompleta, se forman a partir de precursores orgánicos generados durante la pirólisis. Esta categoría comprende tanto el carbono elemental, como el carbono orgánico.

A diferencia de los contaminantes gaseosos, el carbono elemental, también denominado hollín, se forma en la zona de llama a partir de la oxidación de hidrocarburos gaseosos, principalmente hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), en un intervalo de temperatura acotado entre 1.000 K y 2.000 K (Rinta-Kiikka et al., 2024; Schwarzer et al., 2022). Los HAP's experimentan procesos de deshidrogenación, polimerización y crecimiento superficial que conducen a la formación de núcleos de hollín del orden de 1 a 2 nm, los cuales crecen por reacciones superficiales y de coagulación, dando origen a partículas primarias gráficas de aproximadamente 10 nm, que posteriormente se aglomeran formando estructuras fractales compuestas por esférulas de 30 a 50 nm. Estas partículas ultrafinas también pueden incluir materia orgánica proveniente de la condensación de vapores orgánicos sobre su superficie cuando los gases de combustión se enfrían (Tissari, 2008). La fracción de estas partículas caracterizada por la capacidad de absorción de luz se denomina carbono negro ("*Black Carbon*", BC), mientras que la fracción térmicamente refractaria compuesta de carbono puro se denomina carbono elemental, aunque ambos representan manifestaciones distintas de la misma estructura carbonosa (Kulkarni et al., 2011; Vicente & Alves, 2018).

En mediciones ópticas multiespectrales, la absorción registrada en longitudes de onda próximas al infrarrojo, como 880 nm, se utiliza preferentemente para la estimación de BC, mientras que la

respuesta en longitudes de onda más cortas presenta una mayor sensibilidad a componentes orgánicos absorbentes presentes en aerosoles de combustión de biomasa. En este contexto, la señal registrada a 370 nm se denomina en este trabajo UVPM y se considera una respuesta óptica complementaria. Para evaluar la contribución relativa entre ambas respuestas se define el ratio adimensional $R_{UV/BC}$ según: $R_{UV/BC}(t) = C_{UVPM,370}(t)/C_{BC,880}(t)$, donde $C_{UVPM,370}$ y $C_{BC,880}$ corresponden a las concentraciones simultáneas determinadas a 370 y 880 nm, respectivamente. Valores superiores a la unidad representan una mayor respuesta relativa del canal UV respecto del BC, constituyendo un indicador exploratorio de cambios en las propiedades ópticas del aerosol carbonáceo.

En conjunto, la presencia de contaminantes gaseosos, COV y MP evidencia la sensibilidad de las rutas de formación frente a variaciones en la distribución de aire, la cinética térmica del sistema y la estabilidad de las reacciones de oxidación. Ello reafirma que la combustión incompleta constituye la principal fuente de estos contaminantes en sistemas residenciales de combustión de biomasa. En este escenario, comprender la relación entre estos parámetros críticos y las rutas de formación de contaminantes resulta esencial para optimizar el diseño y operación de estos sistemas, particularmente en el ámbito residencial, donde las condiciones de operación suelen ser altamente variables y subóptimas.

2.1.2. Tecnología de combustión en medios porosos inertes

En términos conceptuales, la combustión en medios porosos inertes comprende el acoplamiento del intercambio de energía térmica entre una fase sólida, químicamente inerte, y una fase gaseosa reactiva que interviene en el proceso de oxidación. Ello incluye la conducción a través del sólido, la transferencia radiativa volumétrica y el acoplamiento convectivo entre el gas y el medio sólido poroso (Kamal & Mohamad, 2006; Mujeebu et al., 2009).

Desde los estudios sobre combustión superficial de Willian A. Bone y Charles E. Lucke a comienzos del siglo XX (Bone, 1912; Lucke, 1913), y a partir del desarrollo de investigaciones y modelos fundamentales que posteriormente formalizaron el concepto de combustión filtrada, se ha reconocido el rol de los medios porosos inertes en la estabilización y optimización de procesos de combustión. Estos trabajos demostraron que la retroalimentación entre los mecanismos de transferencia de calor asociados al sistema (radiación, convección y conducción interna), desde la matriz sólida porosa a alta temperatura hacia los reactivos entrantes al sistema puede generar condiciones de exceso de entalpía (temperaturas sobre adiabáticas), ampliar los límites de inflamabilidad de las mezclas combustibles y reducir las emisiones contaminantes (Howell et al., 1996; Masset et al., 2023). Dichos antecedentes establecieron la utilidad del uso de matrices sólidas porosas como elementos de recirculación interna de energía térmica y estabilizadores de llama, conceptos que dieron pie al desarrollo de aplicaciones como quemadores radiativos, de mayor eficiencia y rango operacional más amplio, respecto a tecnologías en base a llama libre (Figura 2).

En principio, los parámetros que caracterizan la operación de procesos de combustión en MPI comprenden en primer lugar, las características del sólido como su materialidad y geometría, seguido de condiciones operacionales que determinan el flujo de la fase gaseosa (flujo reactivo; combustible-oxidante) a través de los intersticios de la matriz porosa y la estabilización de las reacciones de oxidación.

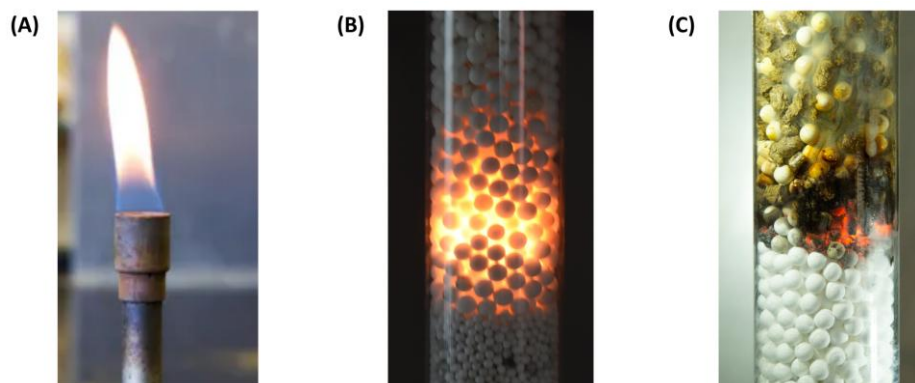


Figura 2. Comparación esquemática de configuraciones de combustión: (A) quemador de llama libre convencional, (B) quemador de medio poroso inerte basado en lecho empacado de esferas de alúmina, y (C) reactor híbrido de medio poroso inerte que integra lecho empacado de alúmina con pellets de biomasa.

De esta forma, las propiedades y la estructura del material poroso controlan en gran parte el grado y la distribución del precalentamiento y, en consecuencia, la velocidad, ubicación y espesor del frente de llama. Una mayor conductividad térmica del sólido, favorece el almacenamiento de calor y suaviza los gradientes térmicos, lo que a menudo amplía la zona de reacción y modera las temperaturas máximas locales. Un mayor espesor óptico y emisividad intensifican la recirculación radiativa, agudizando la zona de reacción e incrementando las temperaturas máximas y la velocidad de llama efectiva. Por su parte, la porosidad y el tamaño de poro determinan el área superficial de interfase y en parte, el comportamiento del fluido a través de los poros (caracterizado mediante el número de Reynolds, Re), modulando el acoplamiento convectivo y la turbulencia. A su vez, la longitud del lecho inerte y su estratificación modifican el tiempo de residencia y las rutas de pérdida de calor del sistema (Howell et al., 1996; Masset et al., 2023; Mishra et al., 2018). En este contexto, la porosidad se define como la proporción entre el volumen vacío respecto del volumen total ocupado por el medio, mientras que el tamaño de poro y su distribución, determinan el parámetro de densidad de poro (poros por pulgada, PPI), el cual indica el promedio del número de poros por unidad de longitud presentes en el material (Meyer & Klobes, 2006).

En particular, dentro de los materiales utilizados en tecnologías de combustión en MPI destacan materiales cerámicos como el óxido de aluminio (alúmina; Al_2O_3), carburo de silicio (SiC) y

dióxido de circonio (zirconia; ZrO_2), materiales químicamente inertes e idóneos para aplicaciones de alta temperatura. Tanto el Al_2O_3 como el ZrO_2 se reconocen por su resistencia térmica, mientras que el SiC presenta una combinación especialmente favorable de resistencia al choque térmico, elevada resistencia mecánica y alta conductividad térmica. Además, el SiC posee un punto de fusión elevado ($\approx 2.986\text{ }^\circ\text{C}$), mantiene su integridad frente al estrés térmico cíclico, conserva su resistencia mecánica incluso a temperaturas cercanas a $1.400\text{ }^\circ\text{C}$, y exhibe buena resistencia a la oxidación. Por su parte, el uso de materiales metálicos ha demostrado baja aplicabilidad en procesos de combustión en contraste con materiales cerámicos. Esto, principalmente dado sus características de baja estabilidad térmica y alta inercia, sin embargo, se identifican aplicaciones en base a aleaciones de Fierro-Cromo-Aluminio (Fe-Cr-Al) y Níquel-Cromo (Ni-Cr) (Ghidossi et al., 2009; Mohammadi & Jazayeri, 2012). En cuanto a la morfología de las estructuras porosas, estas se emplean mayoritariamente bajo configuraciones de lechos empacados típicamente formados por cúmulos de esferas o, espumas de poros abiertos y estructuras regulares impresas. Tabla 1 presenta una comparación de propiedades termo-físicas de materiales comúnmente utilizados en aplicaciones térmicas con MPI.

Tabla 1. Propiedades de medios porosos inertes utilizados en procesos de combustión filtrada (Morgan Advance Materials, 2025; Pickenaecker et al., 1999).

Propiedad	Al_2O_3	ZrO_2	SiC
Temperatura máxima de operación en aire ($^\circ\text{C}$)	1.900	2.300	1.600
Conductividad térmica a $1.000\text{ }^\circ\text{C}$ ($\text{W m}^{-1}\text{K}^{-1}$)	5-6	2-4	20-50
Emisividad total a 2.000 K (-)	0,28	0,31	0,9
Coeficiente de expansión térmica lineal entre 20 y $1.000\text{ }^\circ\text{C}$ (10^{-6} K^{-1})	8	10-13	4-5
Resistencia al choque térmico (ΔT , $^\circ\text{C}$)	170-300	400-500	400

Además de las propiedades intrínsecas del sólido, la combustión en MPI está fuertemente condicionada por un conjunto de parámetros fluidodinámicos y térmicos que gobiernan la

estabilidad del frente de reacción, la posición de la llama y la eficiencia global del proceso (Babkin et al., 2002; Kamal & Mohamad, 2006).

La temperatura es un parámetro determinante e intrínsecamente asociado al fenómeno de recirculación interna de calor, donde la matriz sólida transfiere energía por conducción y radiación aguas arriba de la zona de reacción, precalentando la mezcla de reactantes, alcanzando así condiciones superadiabáticas. Este precalentamiento es vital para sostener tasas de reacción más altas y aumentar los límites de estabilidad de la mezcla combustible (Babkin et al., 2002).

En este escenario, el comportamiento del frente de llama y la recirculación de calor están mutuamente acoplados y asociados al balance energético entre las fases sólidas, gaseosas y las pérdidas de energía hacia el medio. La ocurrencia y estabilidad de la combustión al interior de los poros de un MPI se encuentra determinada por el acoplamiento termodinámico y cinético entre la reacción química en fase gaseosa y los mecanismos de transferencia de calor en el sólido poroso (Kamal & Mohamad, 2006). A diferencia de la combustión convencional en llama libre, la combustión que ocurre al interior del medio poroso no se define únicamente por la cinética química del combustible, sino también, por la capacidad de la matriz porosa de recircular internamente el calor transferido (Mujeebu et al., 2009).

El parámetro adimensional que sintetiza este balance es el Número de Peclet Modificado (Pe^*), el cual relaciona el transporte convectivo de calor asociado al avance de la reacción con la difusión térmica de la fase gaseosa (Trimis & Durst, 1996). Este número, expresado en Ecuación 2, se define como la relación entre el flujo de calor debido al transporte convectivo (asociado al movimiento del gas) y el flujo de calor por conducción (difusión térmica) al interior de la fase gaseosa, e incorpora explícitamente la velocidad de llama laminar (S_L), el diámetro equivalente del poro (d_m), y las propiedades termofísicas de la mezcla reactante como su densidad (ρ), capacidad calorífica (c_p) y conductividad térmica (k), constituyendo el criterio cuantitativo

fundamental que describe la propagación o extinción de llama dentro de la matriz porosa (Mishra et al., 2018; Mujeebu et al., 2009).

$$Pe^* = \frac{S_L d_m c_p \rho}{k} \quad (\text{Ec.2})$$

Se ha establecido que la combustión al interior de la matriz porosa sólo puede sostenerse cuando el valor de Pe^* supera un umbral crítico ($Pe^* \geq 65$); valores inferiores implican que el flujo de calor por conducción excede el transporte convectivo asociado al avance de la reacción, conduciendo a la extinción de llama dentro del confinamiento del poro (Babkin et al., 1991; Kamal & Mohamad, 2006; Trimis & Durst, 1996). La extinción ocurre porque las pérdidas de calor hacia las paredes de la matriz sólida superan la generación de calor de la reacción química, ya que la probabilidad de que se rompan las cadenas de reacción en las paredes de los granos excede la probabilidad de ramificación. Por tanto, el Pe^* evalúa si la energía convectiva de la llama es suficiente para superar las pérdidas por difusión térmica del gas en el espacio limitado del poro.

Desde un punto de vista cinético, la estabilidad espacial de la llama dentro del medio poroso se establece cuando existe un equilibrio entre la velocidad de flujo del gas y la velocidad de quemado efectiva, esta última intensificada por el precalentamiento producto de la recirculación de energía térmica. Si el flujo aumenta, la llama tiende a desplazarse aguas abajo (en la dirección del flujo); sin embargo, dicho desplazamiento incrementa la longitud del sólido caliente involucrado en la recirculación térmica, elevando la tasa de reacción hasta alcanzar un nuevo estado estable (Kamal & Mohamad, 2006). La pérdida de este equilibrio conduce a fenómenos de extinción, reforzando el carácter intrínsecamente acoplado entre dinámica de flujo, transferencia de calor y cinética química en la combustión en MPI.

Finalmente, las características antes mencionadas, en particular, la recirculación de energía, la elevada superficie de contacto en la interfase gas-sólido y la intensificación de la mezcla a escala de poro, influyen directamente en el tiempo de residencia y en la eficiencia de oxidación del

sistema, favoreciendo la reducción de emisiones contaminantes asociadas a la combustión incompleta.

En este contexto, la integración de MPI al interior del hogar de combustión de un calefactor a leña, implica extrapolar los conceptos antes mencionados que caracterizan el proceso de combustión filtrada, al contexto de diseño y operación de este tipo de tecnología, de forma de propiciar la aplicabilidad de los atributos de la combustión en MPI, como lo son la reducción de emisiones y mejora en la eficiencia térmica, hacia la combustión de leña a nivel residencial.

2.1.3. Medición y cuantificación de contaminantes atmosféricos

Desde una perspectiva conceptual, la medición de contaminantes atmosféricos puede definirse como el conjunto de procedimientos orientados a identificar, cuantificar y caracterizar especies químicas y físicas presentes en una corriente gaseosa, de manera trazable, reproducible y representativa del fenómeno de interés. Más allá de la obtención de valores numéricos, la medición de contaminantes comprende un procedimiento condicionado fuertemente por definiciones metodológicas como: qué especies medir, en qué condiciones operacionales, mediante qué principios físicos y con qué resolución temporal y espacial (Ghorashi & Khandelwal, 2023; Tissari et al., 2007). En el ámbito de las emisiones de combustión, esta definición adquiere una complejidad adicional, dado que los contaminantes se generan en procesos altamente transientes, no homogéneos y fuertemente acoplados a la dinámica térmica y fluidodinámica del sistema.

En el caso particular de los calefactores residenciales a leña, el MP y en particular su fracción fina, han concentrado históricamente la mayor atención regulatoria debido a su documentado impacto adverso sobre la salud humana y el medio ambiente, siendo el $MP_{2.5}$ reconocido como el predictor más robusto de mortalidad por exposición a largo plazo (Bu et al., 2021; Huneus et al., 2020). Por ello, los esfuerzos se han focalizado en el monitoreo y caracterización de partículas, tanto en su fracción orgánica como inorgánica (Louhisalmi et al., 2026; US EPA, 2023; Vicente & Alves, 2018).

De forma progresiva, las normativas han incorporado otros contaminantes gaseosos relevantes como el CO, utilizado como indicador indirecto de combustión incompleta y eficiencia de oxidación, los COV reconocidos como precursores directos de AOS y, en ciertos contextos, los NO_x cuya relevancia aumenta en artefactos de mayor eficiencia térmica y temperaturas de operación más elevadas (Hartmann, 2022; Reichert & Schmidl, 2018). Adicionalmente, aunque el carbono negro (BC) no se encuentra actualmente sujeto a normativa, es reconocido como un contaminante emergente y un forzante climático de vida corta, debido a la evidencia científica que vincula su emisión con efectos adversos sobre la salud, el forzamiento radiativo y el derretimiento de la criósfera mediante el efecto albedo (Y. Li et al., 2016; Pani et al., 2020; Trojanowski & Fthenakis, 2019).

En términos técnicos, se identifican tres enfoques para la cuantificación de emisiones provenientes de estufas a leña: el muestreo en gas caliente no diluido; el muestreo en gas diluido y enfriado mediante túneles de dilución; y métodos basados en precipitación electroestática.

El muestreo en gas caliente, como el EPA Method 5H, consiste en la extracción directa de una fracción representativa del gas de combustión a temperaturas elevadas, típicamente del orden de 160 a 180 °C. Este enfoque busca evitar la condensación de vapor de agua y compuestos semi-volátiles en las líneas de muestreo, asegurando condiciones estables y reproducibles. Sin embargo, presenta la limitación de subestimar la fracción condensable del MP, dado que una parte significativa de los compuestos orgánicos semi-volátiles permanece en fase gaseosa y no es retenida en el sistema de filtros para determinación gravimétrica de MP. Por su parte, la caracterización mediante precipitadores electrostáticos corresponde a un método de medición en fuente en gas caliente, normado en estándares específicos como la BS 3841-2:1994, que se basa en la aplicación de un campo eléctrico de alto voltaje para ionizar el gas portador y transferir carga a las partículas en suspensión, las cuales son posteriormente capturadas por atracción electrostática sobre un electrodo colector. En contraste, los métodos basados en túneles de dilución, como el EPA Method 5G, simulan el enfriamiento y dilución atmosférica de los gases de combustión

mediante la mezcla controlada con aire. Este proceso induce la condensación de compuestos orgánicos semi-volátiles y su posterior captura en filtros a baja temperatura ($\leq 32^{\circ}\text{C}$), permitiendo una estimación más representativa de la fracción de partículas inhalables relevantes para la salud humana. Debido a esta característica, el muestreo por dilución es considerado como el método más conservador en la evaluación de MP (Caubel et al., 2023; Reichert & Schmidl, 2018).

Independiente del método de muestreo, la cuantificación de MP se realiza mayoritariamente de forma gravimétrica, basados en la determinación de la masa retenida en filtros de alta eficiencia, acondicionados bajo condiciones controladas de temperatura y humedad. Complementariamente, técnicas instrumentales como contadores ópticos de partículas (OPC) y espectrometría de láser, permiten caracterizar la distribución de tamaño y el número de partículas, aportando información en tiempo real sobre el comportamiento de las emisiones durante las fases de operación. Por su parte, la medición de gases se efectúa mediante analizadores continuos, basados en principios como absorción infrarroja no dispersiva (NDIR para CO y CO₂), quimioluminiscencia o sensores electroquímicos de alta temperatura, detectores de ionización de llama (FID) para compuestos orgánicos gaseosos (OGC) y analizadores por quimioluminiscencia (CLD) para NO_x. En aplicaciones avanzadas, la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) permite la cuantificación simultánea y en tiempo real de múltiples especies gaseosas, facilitando el análisis de transientes operacionales.

Desde una perspectiva metodológica, la aplicación de procedimientos de medición de contaminantes enfrenta desafíos significativos asociados a la representatividad, tanto de la operación, como de la toma de muestra. A diferencia de fuentes estacionarias industriales, los calefactores a leña al funcionar por lotes (tipo “*batch*”), se caracterizan por operar bajo condiciones altamente variables, con cambios abruptos en la tasa de liberación de energía, en la relación aire-combustible especialmente durante las fases de encendido, recarga y apagado. Estas condiciones generan fluctuaciones pronunciadas en las concentraciones de contaminantes gaseosos y en fase partícula, dificultando la estandarización de estados de operación reproducibles,

comparables y que resulten representativos del desempeño ambiental del equipo (Ghorashi & Khandelwal, 2023; Louhisalmi et al., 2026).

En este contexto, la medición en fuente introduce particularidades vinculadas a los rangos extremos de concentración, temperatura y carga másica de contaminantes presentes. Las concentraciones de contaminantes emitidos por estufas a leña pueden ser varios órdenes de magnitud superiores a las típicamente encontradas en el aire ambiente. Esta combinación de altas temperaturas, presencia de compuestos condensables y elevadas cargas de material particulado, plantea riesgos de saturación, ensuciamiento y deterioro de sensores, además de potenciales sesgos en la cuantificación asociados a pérdidas por deposición, condensación o reacciones secundarias durante el transporte de la muestra.

Por su parte, la dilución modifica las condiciones termodinámicas y cinéticas del sistema, afecta la nucleación y el crecimiento de partículas, y puede introducir dependencias adicionales respecto del diseño del sistema de muestreo, el factor de dilución y los tiempos de residencia (Obaidullah et al., 2018). Estas variables, explican la persistente falta de estandarización global en la medición de emisiones de calefactores residenciales a leña y la coexistencia de múltiples enfoques metodológicos, cada uno con ventajas, limitaciones y supuestos implícitos. En consecuencia, la medición de contaminantes en este tipo de sistemas requiere de una definición metodológica que equilibre la representatividad de las condiciones de uso, respecto de la viabilidad instrumental y reproducibilidad experimental sin perder de vista la relevancia sanitaria de los contaminantes evaluados (Caubel et al., 2023).

En este contexto, resulta relevante reconocer la trayectoria del desarrollo de la tecnología y procedimientos asociados al monitoreo de partículas. Históricamente, la instrumentación para el monitoreo de MP se desarrolló inicialmente en el contexto del aire ambiente, impulsado por la necesidad de evaluar la exposición poblacional y su impacto en la salud pública (Fowler et al., 2020). Muchas de las técnicas fundamentales de captación, clasificación y cuantificación de

partículas, incluyendo principios de muestreo por filtración, separación por tamaño aerodinámico y análisis gravimétrico, se originaron en este ámbito y constituyeron la base conceptual sobre la cual, posteriormente, se diseñaron métodos especializados y aplicados a la caracterización de emisiones en fuentes puntuales (Caubel et al., 2023).

Previo a la década de 1970, la caracterización de partículas atmosféricas se centró en métricas globales como las partículas totales suspendidas (TSP) e indicadores indirectos como la visibilidad. En el contexto de Estados Unidos, estas métricas fueron progresivamente incorporadas en los primeros estándares de calidad del aire, sirviendo como referencia técnica para otros países. Sin embargo, el progresivo fortalecimiento de la evidencia epidemiológica que vinculaba el tamaño aerodinámico de las partículas con efectos respiratorios y cardiovasculares específicos, impulsó una evolución sustantiva hacia la creación de marcos normativos y metodológicos cada vez más exigentes (POWER, 2012). Con ello, en el contexto de los estándares de calidad del aire atmosférico (NAAQS, Estados Unidos), en 1987 se introduce la métrica de MP_{10} y, posteriormente, en 1997 se formaliza la incorporación de $MP_{2.5}$, marcando un cambio de paradigma desde métricas de masa total hacia fracciones de mayor relevancia sanitaria (POWER, 2015).

La adopción de estas métricas dio lugar al desarrollo y estandarización de métodos de referencia, diseñados para operar de manera continua, trazable y comparable dentro de redes de vigilancia de calidad del aire. Tecnologías como la atenuación beta y la microbalanza de elemento oscilante (*tapered-element oscillating microbalance*, TEOM) permitieron avanzar hacia la obtención de datos con alta resolución temporal, posibilitando el análisis de patrones diurnos, episodios críticos y tendencias de largo plazo. No obstante, estas técnicas introdujeron nuevas fuentes de incertidumbre asociadas a la influencia de la humedad relativa, la volatilidad de la fracción orgánica del aerosol y la dependencia de la respuesta instrumental respecto de la composición química del material particulado. En paralelo, la implementación de redes especializadas de monitoreo y especiación química, como IMPROVE (*Interagency Monitoring of Protected Visual Environments*) en 1985 y la CSN (*Chemical Speciation Network*) en el año 2000, representaron un

hito metodológico al permitir la identificación de fuentes emisoras, la caracterización de procesos atmosféricos secundarios y la evaluación de riesgos diferenciados para la salud humana y el clima.

Por su parte, el monitoreo de MP en fuentes puntuales evolucionó como una línea tecnológica especializada, focalizada a la caracterización de emisiones de fuentes específicas y al cumplimiento de límites de emisión asociados a procesos determinados. En este ámbito, el principio de muestreo isocinético, formalizado con la estandarización del Método 5 de la EPA en 1971, constituyó un hito fundamental al establecer criterios para evitar sesgos en la captación de partículas de distinto tamaño aerodinámico bajo condiciones de flujo forzado (Schön & Hartmann, 2018; US EPA, 2016c). Esta exigencia metodológica responde a un marco operativo específico de las fuentes puntuales y no tiene un equivalente directo en el monitoreo ambiental, donde las velocidades de muestreo son despreciables en comparación con el flujo atmosférico y la representatividad se define a partir de criterios espaciales y temporales de naturaleza distinta (Woodard, 1998).

A partir de esta base, los métodos de medición en fuente evolucionaron hacia enfoques más complejos orientados a capturar fracciones específicas del MP, incluyendo la fracción condensable. La incorporación de túneles y cámaras de dilución (como en el Método EPA 5G), respondió a la necesidad de reproducir de manera controlada los procesos de enfriamiento, dilución y condensación que experimentan los gases de combustión al ingresar a la atmósfera. Este enfoque permite la captura de compuestos orgánicos semi-volátiles que no son detectables mediante métodos de muestreo en caliente, pero que contribuyen de forma significativa a la fracción fina del MP y, por ende, al impacto sanitario de las emisiones de combustión residencial. En este escenario, cabe tener presente que, dado que una fracción relevante de la emisión de contaminantes gaseosos y partículas, particularmente la fracción orgánica, provenientes de procesos de combustión de leña siguen rutas de generación, evolución y transformación dinámicas y dependientes de las condiciones del proceso, los resultados obtenidos son siempre dependientes del contexto metodológico en el cual se generan (Louhisalmi et al., 2026; Vicente & Alves, 2018).

De esta forma, mientras el monitoreo de calidad del aire ambiente se orienta a la representatividad espacial, la comparabilidad temporal y la evaluación de la exposición poblacional, el monitoreo en fuente se basa en métodos y sistemas de medición diseñados para asegurar condiciones de muestreo controladas acorde a las dinámicas de operación de fuentes específicas, evaluar el desempeño de los procesos de combustión y cuantificar la carga contaminante en el punto de emisión. Si bien, ambos enfoques han contribuido de manera complementaria al conocimiento sobre el origen, la magnitud y el impacto del MP, la evolución de los métodos de medición en fuente ha desempeñado un rol particularmente relevante como mecanismo de retroalimentación tecnológica para la optimización de sistemas de combustión, impulsando así el desarrollo de tecnologías progresivamente más eficientes, sostenibles y de baja emisión.

2.1.4. Marcos regulatorios y procedimientos de medición

Los marcos regulatorios en materia de calidad del aire y control de emisiones constituyen el punto de partida para la definición de protocolos de ensayo y metodologías de medición, al establecer los criterios normativos que deben ser verificados, comparados y fiscalizados. En este contexto, los protocolos de medición operan como instrumentos técnicos destinados a garantizar la aplicación consistente, trazable y reproducible de dichas exigencias regulatorias aplicables a la oferta tecnológica.

En el caso de los calefactores residenciales a leña, su caracterización comprende aspectos como la emisión de contaminantes, el rendimiento térmico y aspectos de seguridad operacional, que se sustentan en un conjunto de normativas y protocolos de ensayo cuyo objetivo principal es reducir su impacto sanitario y ambiental (Reichert & Schmidl, 2018; US EPA, 2023). Estos marcos regulatorios han definido históricamente las trayectorias de diseño tecnológico de los calefactores, estableciendo contaminantes criterio, límites máximos de emisión, exigencias mínimas de eficiencia energética y requisitos de seguridad previos a la comercialización.

No obstante, la forma en que estos principios regulatorios se aplican mediante protocolos de ensayo varía significativamente entre jurisdicciones (autoridades regulatorias nacionales y esquemas normativos supranacionales), dando lugar a una diversidad de marcos regulatorios a nivel global que refleja diferencias históricas en los enfoques adoptados, las prioridades sanitarias y los contextos energéticos de cada región. Si bien los métodos de prueba son parte integral de cualquier regulación, se debe tener en cuenta que el límite de emisión está relacionado directamente con el método bajo el cual se cuantifica (Caubel et al., 2023; US EPA, 2016b). En este escenario, la diversidad de metodologías de medición, en particular de MP, hace que la comparación directa de resultados obtenidos bajo diferentes estándares sea incompatible (Reichert & Schmidl, 2018; US EPA, 2016c). Esta heterogeneidad metodológica ha sido uno de los factores determinantes en la evolución diferenciada de los marcos regulatorios a nivel regional.

En América del Norte, la regulación de calefactores residenciales a leña se desarrolla bajo el marco de la *US Federal Clean Air Act* de 1970 y se materializa actualmente a través de los *New Source Performance Standards* (NSPS) de la Agencia de Protección Ambiental (EPA), establecidos en el 40 CFR Parte 60, Subparte AAA (US EPA, 2013). Este enfoque normativo fija límites máximos de emisión de MP expresados como tasa de emisión horaria (g h^{-1}), cuantificada de forma gravimétrica mediante ciclos de combustión estandarizados. Dichos ciclos, consideran diferentes categorías de tasa de quemado y el uso de leña dimensionada dispuesta en configuraciones geométricas predefinidas. El estándar actualizado en 2020 exige que los calefactores de leña cumplan con un promedio ponderado que no exceda los 2,5 (g h^{-1}) para leña en trozos o “*cord wood*” (US EPA, 2023) (Figura 3). La medición de MP se realiza predominantemente con el método EPA 5G (muestreo con túnel de dilución), y alternativamente mediante método EPA 5H (muestreo directo en fuente), mientras que la eficiencia térmica y el CO se determinan siguiendo el protocolo de la Asociación Canadiense de Estándares (CSA B415.1-10), el cual utiliza el método de pérdida de chimenea (*Stack Loss Method* - SLM) para calcular la eficiencia (Caubel et al., 2023; Reichert & Schmidl, 2018). De esta forma, la normativa se enfoca en minimizar el

impacto localizado en la calidad del aire, midiendo y limitando la masa de MP emitida por hora, expresado en mediante una tasa de emisión horaria.



(A)



(B)

Figura 3. Configuraciones de carga de combustible sólido utilizadas en ensayos de calefactores a leña: (A) leña entera (*cord wood*); y (B) listones cepillados en arreglo tipo enrejado (*crib wood*), utilizadas para estandarizar las condiciones de combustión bajo distintos marcos normativos (US EPA, 2016a).

Por su parte, en la Unión Europea (UE), la regulación se articula en torno al Reglamento de Ecodiseño (EU) 2015/1185, que establece requisitos mínimos de eficiencia energética y límites máximos de emisión para MP, CO, OGC y NO_x (Commission Regulation EU, 2015). La serie normativa EN 16510-1:2022, es el estándar aprobado para la certificación de calefactores residenciales a leña y reemplaza estándares anteriores como la EN 13240. La norma vigente, introduce un método armonizado a nivel europeo para la medición de MP (EN-PME) describiendo procedimientos para muestreo en gas caliente (180 °C) y sin diluir o en gas diluido (Reichert & Schmidl, 2018), además de ampliar el alcance normativo hacia criterios de etiquetado energético, para los cuales, la eficiencia mínima debe ser del 50% y las emisiones de CO no deben superar el 1,0 %vol. A diferencia del enfoque norteamericano, las regulaciones en territorio europeo se centran en la eficiencia y expresan las emisiones en términos de factores de emisión correspondientes al ratio de masa de contaminante por unidad de combustible (g kg^{-1}), o bien en términos de concentración a partir de la masa de contaminante por unidad de volumen normalizado de gases (mg Nm^{-3}). En particular, el uso de métricas como los factores de emisión tiene un valor agregado ya que sustenta la elaboración de inventarios regionales de emisiones agregadas, en la

medida en que vincula directamente la carga contaminante emitida con el consumo total de combustible (Caubel et al., 2023).

En países nórdicos como Noruega, Suecia, Finlandia, Dinamarca e Islandia, el marco regulatorio para la certificación de calefactores se sustenta en las normas NS 3058-1:1994, NS 3058-2:1994 y NS 3059:1994, las cuales son reconocidas internacionalmente por su capacidad para reproducir patrones de uso más cercanos a la operación real. En particular, los factores de emisión obtenidos a partir del estándar noruego NS94 (basado en NS 3058:1994) han demostrado una fuerte correlación con modelos de dispersión atmosférica, proporcionando datos que los inventarios nacionales de emisión utilizan para ajustar sus predicciones de calidad del aire con mayor precisión (Skreiberg Oyvind, 2025).

El estándar NS94, evalúa los artefactos en cuatro categorías de tasa de quemado (desde menos de $0,8 \text{ kg h}^{-1}$ hasta más de $2,8 \text{ kg h}^{-1}$), lo que permite capturar el desempeño del equipo en todo su rango de operación (Reichert & Schmidl, 2018). Los ensayos se realizan a partir de un calefactor precalentado, lo que reduce la variabilidad del encendido, aunque existen críticas respecto a que esto omite los máximos de emisión durante el arranque en frío. En cuanto a las características del combustible, se exige el uso de madera dimensionada ($49 \times 49 \text{ mm}$, longitud en base a la densidad de carga) con humedad controlada entre 16% y 20%, mientras que la medición de MP se realiza en gases de escape diluidos y enfriados con una temperatura de muestreo menor o igual a 35°C (Schön & Hartmann, 2018). En términos de régimen de operación, el método establece que el promedio de las temperaturas superficiales del calefactor, pueden diferir en 70°C como máximo, desde el inicio del ensayo hasta su término (Reichert & Schmidl, 2018). La experiencia con estos estándares ha servido de base para la elaboración de esquemas voluntarios más exigentes, como el etiquetado “*Nordic Ecolabel*” (creado en 1989), que impone límites de emisión y estándares de eficiencia térmica superiores a los mínimos regulatorios europeos, exigiendo una eficiencia por sobre el 76% y emisiones bajo los $2 \text{ (g kg}^{-1}\text{)}$ para MP, bajo $1.250 \text{ (mg Nm}^{-3}\text{)}$ para CO y bajo $100 \text{ (mg Nm}^{-3}\text{)}$ para compuestos orgánicos gaseosos (OGC).

Australia y Nueva Zelanda, por su parte, emplean las normas AS/NZS 4012-2014 y 4013-2014, que combinan medición de MP mediante túneles de dilución con determinación directa de eficiencia térmica a través de una cámara calorimétrica, ofreciendo un enfoque integral del desempeño energético y ambiental (Caubel et al., 2023; Reichert & Schmidl, 2018). Los parámetros sujetos a regulación comprenden el factor de emisión de MP expresado en gramos de MP por kg de combustible seco combustionado (g kg^{-1}), junto con la eficiencia y potencia térmica del calefactor. El reporte de concentración de CO es opcional. El muestreo de MP se realiza mediante una sonda posicionada a 90° respecto al flujo de gases y manteniendo la temperatura del tren de muestreo entre 15°C y 32°C para capturar la fracción condensable (Schön & Hartmann, 2018). El protocolo de ensayo requiere de un mínimo de tres ciclos de quema replicados para cada uno de los tres niveles de tasas de quemado definidas (alta, media y baja), lo que suma un total de nueve ciclos de prueba para completar la certificación. El combustible corresponde a leña sin corteza, y cada ciclo de quema se considera finalizado cuando el consumo de la carga alcanza un margen de $\pm 0,5\%$ respecto al peso inicial. Finalmente, el desempeño ambiental al ser reportado en la forma de factor de emisión permite correlacionar directamente la producción de contaminantes con el consumo total de biomasa.

En Chile, la certificación de calefactores residenciales a leña se basa en la homologación de metodologías internacionales, principalmente norteamericanas desarrolladas y validadas por la EPA. La normativa se focaliza en la caracterización de la tasa de emisión de MP, CO y eficiencia térmica de los calefactores comercializados en el país. En particular, los ensayos de emisión de MP se realizan conforme al Método CH-5G, adaptación nacional del *EPA Method 5G*, mientras que los ciclos de operación y condiciones de ensayo siguen lineamientos equivalentes al *EPA Method 28*, establecidos en el Método CH-28. Este enfoque ha permitido establecer criterios comparables con estándares internacionales, facilitando la fiscalización y el control de tecnologías comercializadas en el país.

El marco regulatorio vigente se encuentra definido por el Decreto Supremo N°39/2011 del Ministerio del Medio Ambiente, modificado por el D.S. N°46/2013 (MMA, 2025b), el cual establece límites máximos de emisión de MP para artefactos nuevos que combustionan o puedan combustionar leña y derivados de la madera, con una potencia térmica nominal ≤ 25 kW. La aplicación de esta norma se extiende a todo el territorio nacional, excluyendo zonas sujetas a Planes de Prevención y/o Descontaminación Atmosférica (PPDA) que contemplen exigencias específicas más restrictivas (BCN, 2012). En este contexto, la fiscalización del cumplimiento normativo recae en la Superintendencia de Electricidad y Combustibles (SEC), concentrándose en la etapa de certificación previa a la comercialización, dada la complejidad de supervisar equipos de pequeña escala una vez instalados en viviendas particulares.

Desde el punto de vista metodológico, el Método CH-5G establece el procedimiento para la cuantificación gravimétrica de MP en túnel de dilución mediante un sistema de doble filtro a una temperatura no superior a 32 °C, reportando finalmente una tasa de emisión de MP en (g h^{-1}). De forma complementaria, el Método CH-28 define procedimientos de ensayo y acondicionamiento de combustible, mientras que la eficiencia térmica y emisión de CO se determina según establece la NCh 3.173 Of2009.

En línea con los esfuerzos nacionales por reducir los impactos generados por la combustión residencial de leña, desde junio de 2017, se aplica de forma obligatoria el etiquetado energético (Figura 4) para calefactores a leña (Ministerio de Energía, 2014). Las Resoluciones Exentas N°47 y N°81 de 2014 del Ministerio de Energía establecen que la etiqueta debe ser visible, legible y permanecer adherida durante la comercialización, y debe contener información sobre la potencia térmica nominal (kW), eficiencia energética (%) y tasa de emisión de MP (g h^{-1}). La eficiencia térmica se clasifica en cinco categorías según se indica en Tabla 2.

ENERGÍA	CALEFACTOR A LEÑA
Marca:	ABCD
Modelo:	ABC 123
Más eficiente	
A	
B	
C	
D	
E	
Menos eficiente	
Potencia Térmica Nominal	W (kW)
EFICIENCIA ENERGÉTICA	XX (%)
Emisiones de material particulado	X,X (g/h)
IMPORTANTE El rendimiento real varía dependiendo de las condiciones de uso del artefacto y su localización. Utilice leña con un contenido de humedad inferior al 25% y siga las indicaciones del fabricante para un buen uso de su calefactor. La etiqueta debe permanecer en el calefactor y sólo puede ser retirada por el consumidor final. Ensayos basados en los protocolos PC Nº 200, PC Nº 200/1 y PC Nº 200/2 de la Superintendencia de Electricidad y Combustibles.	

Figura 4. Parámetros y lineamientos gráficos establecidos por la normativa nacional de etiquetado energético para calefactores residenciales a leña comercializados en Chile, Resolución Exenta N°47 de 2014, Ministerio de Energía.

Tabla 2. Clases de eficiencia energética establecidas para etiquetado energético de calefactores a leña, según Resolución Exenta N°81 de 2014, Ministerio de Energía.

Clasificación de Eficiencia Energética	Índice de Eficiencia Energética, rendimiento (η)
A	$85 < \eta$
B	$75 < \eta \leq 85$
C	$70 < \eta \leq 75$
D	$65 < \eta \leq 70$
E	$\eta \leq 65$

A diciembre de 2025, se encuentra en curso el proceso de revisión del Decreto Supremo N°39/2011, el cual “Establece norma de emisión de material particulado para los artefactos que combustionen o puedan combustionar leña y pellet de madera”. En el marco de la elaboración del anteproyecto y de las etapas de consulta pública y recepción de observaciones, se han planteado modificaciones sustantivas orientadas a fortalecer el control de las emisiones provenientes de calefactores residenciales a leña. Entre los cambios más relevantes, el anteproyecto propone

eliminar la diferenciación de los límites de emisión en función de la potencia térmica nominal, vigente en la norma actual, estableciendo un límite máximo único de emisión de material particulado de 2,5 (g h⁻¹) para todos los calefactores nuevos con potencia nominal ≤ 25 kW, junto con una trayectoria de reducción progresiva que contempla un límite de 2,0 (g h⁻¹) a partir del cuarto año de entrada en vigencia de la norma (MMA, 2025c, 2025d). Estos valores buscan asegurar coherencia normativa con las exigencias ya establecidas en diversos Planes de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA), que han adoptado criterios más estrictos para el control de emisiones de calefactores residenciales en zonas saturadas.

Adicionalmente, el anteproyecto reconoce la necesidad de ampliar el alcance regulatorio hacia las cocinas a leña, artefactos que continúan siendo fabricados y utilizados en el país, pero que históricamente han quedado excluidos del marco normativo. No obstante, su regulación se encuentra aún en una etapa preliminar, dado que no se han definido límites de emisión ni requisitos de eficiencia energética para su comercialización, debido principalmente a la ausencia de información técnica sistematizada. En este contexto, el Ministerio del Medio Ambiente ha establecido como línea de acción la promoción de estudios específicos orientados a desarrollar metodologías de medición de material particulado aplicables a este tipo de artefactos.

Uno de los principales ejes de discusión del proceso de revisión corresponde al desafío de la representatividad de los ensayos de certificación respecto del uso real en vivienda. En línea con la evidencia internacional, se reconoce que los protocolos actualmente vigentes (CH-5G/CH-28), si bien están optimizados para garantizar repetibilidad y reproducibilidad en condiciones de laboratorio, tienden a subestimar las emisiones efectivas de material particulado y a sobreestimar la eficiencia térmica observada en condiciones reales de operación. Para abordar esta brecha, el anteproyecto establece la obligación de que la Superintendencia de Electricidad y Combustibles desarrolle, en un plazo de dos años, un método alternativo de ensayo y acondicionamiento del combustible que incorpore condiciones de operación representativas del uso domiciliario, junto

con la definición de un factor de corrección respecto del método actualmente vigente (MMA, 2025d).

Respecto a la eficiencia energética de los artefactos, el Ministerio de Energía, fundamentado en estudios de evaluación de impacto técnico y socioeconómico, ha determinado que no es recomendable imponer estándares mínimos obligatorios de eficiencia térmica en el actual proceso de revisión del D.S. N°39/2011. La autoridad sugiere priorizar, en cambio, el aseguramiento de la calidad del combustible, objetivo central de la Ley N°21.499 que regula los Biocombustibles Sólidos (Ministerio de Energía, 2022). Esta normativa mandata que productos como la leña, pellets y briquetas cumplan con especificaciones técnicas mínimas obligatorias, incluyendo el contenido de humedad, dimensiones y poder calorífico, para así garantizar una combustión eficiente y reducir los riesgos a la salud y seguridad de la población

En síntesis, el principal desafío que enfrentan los marcos regulatorios actuales radica en conciliar la reproducibilidad técnica de los ensayos de laboratorio con la representatividad del uso real en vivienda, evitando la subestimación de las emisiones efectivas de material particulado observada en los protocolos vigentes. En el contexto chileno, esta discusión se ha intensificado ante la propuesta de reducir progresivamente el límite de emisión a $2,0 \text{ (g h}^{-1}\text{)}$, una medida que empresas del sector, como BOSCA y AMESTI, consideran excesivamente estricta y potencialmente excluyente para el mercado nacional (MMA, 2025c). El sector privado sostiene que el endurecimiento de los límites, sin una implementación previa y robusta de la Ley N°21.499 que garantice la calidad de los biocombustibles sólidos, podría obligar a un reemplazo tecnológico por sistemas complejos como los artefactos catalíticos, que encarecerían significativamente el acceso a la calefacción para las familias de menores ingresos y que podrían resultar ineficaces si se operan con leña de mala calidad.

La evolución futura de estos marcos dependerá de la capacidad de incorporar metodologías de medición que reflejen la operación domiciliaria efectiva, incluyendo fases críticas como el

encendido, sin comprometer la viabilidad instrumental ni la trazabilidad normativa. Para que el fortalecimiento del vínculo entre protocolos de ensayo y regulación ambiental sea exitoso, es imperativo que las exigencias de emisión se sincronicen con el aseguramiento de la calidad de la biomasa y con la realidad socioeconómica del usuario final. Dicho compromiso integral entre el control del combustible y el desarrollo de tecnologías accesibles y robustas permitirá avanzar hacia una reducción efectiva del impacto sanitario y ambiental en las zonas saturadas del país, garantizando una transición justa hacia soluciones de combustión más limpias.

2.2. Estado del arte

En el marco de la necesidad de reducción de emisiones provenientes de calefactores a leña de uso residencial, se identifican tres enfoques asociados a los factores que inciden sobre la cantidad y composición de los contaminantes finalmente liberados a la atmósfera, a ser: (i) la composición y geometría del combustible, (ii) el diseño mismo de los calefactores y en particular de las cámaras de combustión, y (iii) el factor humano asociado a los modos de uso y mantención de estas tecnologías por parte de los usuarios finales (Ghorashi & Khandelwal, 2023).

Respecto a las soluciones estrictamente tecnológicas, las estrategias de mitigación de emisiones por combustión de leña pueden catalogarse como soluciones de tipo primarias y soluciones de tipo secundarias. Las soluciones primarias, se refieren a mejoras en las condiciones de combustión destacando por su orientación preventiva, es decir, anticipándose a la generación de contaminantes. En contraste, las soluciones secundarias comprenden el tratamiento de la fase humeante posterior a la combustión, refiriéndose, por tanto, al abatimiento y/o captura de contaminantes ya generados del proceso, teniendo así, un enfoque reactivo (Vicente & Alves, 2018; Wöhler et al., 2017).

En términos cronológicos, a la par de las exigencias normativas y la visualización de la problemática de emisión de contaminantes por combustión residencial de leña, los primeros hitos de desarrollo corresponden a soluciones primarias, mientras que la adaptación de medidas de mitigación de la emisión (soluciones secundarias), se observa en décadas posteriores con los primeros estudios sobre adaptación de filtros y catalizadores a calderas de biomasa a escala residencial (Grigonyte-Lopez Rodriguez, 2020; Skreiberg O. & Seljeskog M., 2018).

Los desarrollos tempranos datan de la década de 1970, donde se focalizó en modificaciones de diseño orientadas al aumento del tiempo de residencia de los gases al interior de los calefactores, incluyendo deflectores y piezas estructurales que permitieron incorporar el concepto de combustión lenta. En esta línea, durante la década posterior, se materializa la difusión y comercialización de calefactores de doble cámara o combustión lenta en mercados europeos y

norteamericanos, mientras que ya para 1990, se producen mejoras en el diseño y control del ingreso y precalentamiento de aire en las cámaras de combustión (concepto de “*air staging*”), estableciéndose como el estándar de la oferta tecnológica en la época. En paralelo, se registran los primeros intentos de aplicar medidas secundarias existentes en la industria, como filtros y catalizadores, a escala residencial.

Durante la primera década de los 2000, un hito significativo que impacta la trayectoria tecnológica de calefactores a leña corresponde a la aparición y estandarización de calefactores a pellet (EN 14785:2006). La peletización introdujo un combustible homogéneo y seco con alimentación y tiro forzado, que facilitó la estabilidad de la combustión y habilitó el control fino de aire y la integración de sensores. Ello a su vez cambió la línea base de emisiones exigibles a escala residencial, presionando así hacia la sofisticación de la oferta de calefactores a leña, principalmente en territorios a la vanguardia de la exigencia normativa para estas tecnologías (Norteamérica y Europa). Sin embargo, cabe destacar que estas transformaciones se focalizan en países de economías desarrolladas, donde la transición de leña a pellets no representa las mismas complejidades respecto a territorios en contextos de pobreza energética (RedPE & Generadoras de Chile, 2022).

Desde la década de 2010 a la fecha, los esfuerzos de desarrollo técnico se han alineado hacia la optimización de la combustión en base al diseño de flujo de aire por etapas, el uso de herramientas de dinámica de fluidos computacional (CFD), la sensorización y diseño de sistemas de control automático aplicados a combustión residencial, además de la investigación de aplicaciones mixtas, entre control automático (solución primaria) junto con uso de catalizadores o precipitadores electrostáticos (soluciones secundarias) (Gallardo et al., 2024; König et al., 2021; Skreiberg O. & Seljeskog M., 2018; Zhang et al., 2023).

En conjunto, esta trayectoria muestra que el desarrollo de soluciones primarias ha estado dominado por la mejora progresiva de la aerodinámica y distribución del aire, el confinamiento térmico del

hogar y la incorporación de control/automatización para reducir la sensibilidad del sistema a la variabilidad del combustible y a los modos de operación. En la práctica, el espacio para desarrollar medidas primarias cada vez más precisas tiende a reducirse cuando la regulación exige abatimientos adicionales difíciles de alcanzar solo con la optimización de la combustión, abriendo paso a enfoques de postratamiento. En esta línea, a nivel europeo, existe consenso respecto a que las directrices técnicas deben priorizar en primer lugar, la optimización de calefactores mediante medidas primarias tanto como sea posible, de forma de que las soluciones secundarias se implementen para reducir los niveles remanentes de contaminantes que la combustión optimizada no pudo eliminar y lograr así, cumplir con las normativas a la velocidad de cambio que la problemática requiere de forma costo-efectiva (Schwarzer et al., 2022).

2.2.1. Soluciones Primarias

Los antecedentes recopilados muestran que las soluciones primarias se han materializado principalmente como ajustes de diseño de cámaras de combustión y del suministro de aire, siguiendo trayectorias históricas alineadas con exigencias normativas. Entre los elementos más representativos destacan:

- a) *Diseño de cámaras de combustión y flujo de aire*: la combustión por etapas consiste en la separación física del proceso termoquímico que comprende una etapa de gasificación del combustible en una zona primaria con aire limitado (aire primario) y la posterior oxidación completa de los volátiles en una zona secundaria con aire precalentado (aire secundario y terciario). De esta forma, se logra reducir las emisiones de CO e hidrocarburos al asegurar temperaturas más altas y una mejor mezcla. Por su parte, se ha reportado que el diseño de cámaras altas y delgadas favorece la dispersión de la llama y aumenta el tiempo de residencia de los gases, mientras que el uso de deflectores o templadores aumenta la turbulencia, mejorando la eficiencia de combustión. Sin embargo, la efectividad de esta estrategia depende

fundamentalmente de la correcta operación del calefactor por parte del usuario final (Regueiro et al., 2016; Schwarzer et al., 2022).

- b) *Retrofit de Admisión de Aire Exterior Precalentado*: se basa en el intercambio de calor en contracorriente utilizando una chimenea anular donde el aire fresco del exterior se calienta con los gases de escape antes de entrar a la cámara. Pese a reportarse en nivel de prototipo, se ha reportado que esta estrategia permitió reducir en un 39% las emisiones de CO, a la vez que aumentó la eficiencia térmica desde un 62% a un 79%. Dentro de las dificultades de transferencia, se menciona el incremento en la caída de presión en el sistema, lo que reduce el flujo de aire si no hay suficiente tiro natural (Carvalho et al., 2018).
- c) *Sistema de control automático de aire*: consiste en la regulación dinámica de las entradas de aire mediante actuadores electrónicos gestionados por sensores de temperatura o gases (oxígeno, CO₂) para mantener una relación aire-combustible óptima en cada fase del ciclo de operación. Esta estrategia ha demostrado que estabiliza la temperatura de la cámara y reduce significativamente máximos de CO y MP durante el encendido y las recargas. Este enfoque se ha implementado en la oferta de calefactores en mercados europeos y estadounidenses, pero presenta un alto costo (del orden de 1.100 €) y dependen del abastecimiento de suministro eléctrico constante (Schwarzer et al., 2022; Zhang et al., 2023).

2.2.2. Soluciones Secundarias

Una fracción relevante de soluciones secundarias se concentra en el postratamiento catalítico, típicamente mediante catalizadores soportados en estructuras porosas (placa o espuma cerámica, panel monolítico) recubiertas con metales nobles, diseñados para operar a temperaturas del orden de 204 °C a 927 °C en la proximidad del medio catalítico (Hukkanen et al., 2012). En términos de integración, estos arreglos se ubican comúnmente sobre la cámara de combustión o en el ducto de escape, con el objetivo explícito de lograr reducción de emisiones gaseosas y de partículas. En esta

línea, se ha reportado la reducción de un 21% de CO y de un 30% de MP₁ durante todo un ciclo de operación, destacando una reducción máxima de un 80%, alcanzada durante la fase de gasificación, no logrando reducciones de MP₁ durante la fase de *burnout* (Hukkanen et al., 2012). Por otro lado, un estudio reciente ha reportado la influencia de catalizadores comerciales sobre la citotoxicidad de las emisiones, indicando remociones de un 19% para OGC, 87% de CO y un 91% de HAPs, mostrando que la remoción de la fracción polar de los compuestos orgánicos condensables se correlaciona con una reducción significativa de citotoxicidad (50%) (Laboureur et al., 2025).

Junto al enfoque catalítico, otras soluciones secundarias que han sido aplicadas a calefactores residenciales a leña comprenden: precipitadores electrostáticos, filtros, condensación de fracción particulada mediante intercambiadores, y cámaras de postcombustión como módulos dedicados a oxidación adicional o captura de contaminantes. Cabe destacar que este tipo de soluciones, introducen requerimientos adicionales de integración, operación y mantenimiento en entornos domiciliarios, que dificultan su asimilación por parte de los usuarios, principalmente, dado que traspasan al hogar los costos de operación y mantenimiento de estas tecnologías.

La tecnología de precipitación electrostática (ESP), comprende la aplicación de fuerzas electrostáticas sobre el flujo de emisión con el fin de capturar partículas en suspensión. En calefactores residenciales, suele ubicarse en el ducto de evacuación de gases. Su operación consiste en primer lugar, en la generación de un campo eléctrico mediante un electrodo de descarga alimentado con alta tensión, usualmente del orden de 15 a 30 kV. Bajo estas condiciones se produce la ionización del gas circundante y la formación de un plasma frío local que libera iones y electrones hacia el flujo. Luego, al atravesar esta región ionizada, las partículas (cenizas finas, hollín y fracciones carbonáceas) adquieren carga eléctrica por colisión e interacción con los portadores de carga. El mecanismo dominante depende del tamaño, observándose que para partículas relativamente grandes suele prevalecer la carga por campo (asociada al campo eléctrico y al bombardeo iónico), mientras que en el rango ultrafino cobra mayor relevancia la carga por

difusión, gobernada por el movimiento Browniano y la captura de iones por transporte difusivo. Una vez cargadas, las partículas experimentan una fuerza electroforética que induce su migración transversal al flujo principal y las dirige hacia superficies de signo opuesto, que actúan como colectores donde ocurre la deposición. De esta forma, las partículas impactan la superficie colectora, neutralizan su carga y se adhieren, formando gradualmente capas o agregados. La estabilidad de estos depósitos y su remoción controlada siguen siendo aspectos operacionales críticos.

En este contexto, la eficiencia de un ESP no depende únicamente del campo eléctrico, sino también de la estabilidad dieléctrica del sistema y del comportamiento mecánico de los depósitos bajo el régimen de flujo. Dos fenómenos son particularmente relevantes, por un lado, la formación de arco eléctrico, la cual aparece cuando se produce una descarga súbita asociada a una ruptura local del aislamiento o a condiciones que favorecen el colapso del campo (por ejemplo, acumulación excesiva de material o humedad). Además de interrumpir temporalmente el proceso de carga y migración, el arco puede inducir el desprendimiento abrupto de material previamente colectado y su reincorporación al flujo de gases. Por otro lado, un segundo fenómeno es el desprendimiento en escamas. Aunque una fracción de este material tiende a depositarse cerca de la salida por efecto gravitacional, su emisión constituye un modo de falla que debe considerarse en el diseño y mantenimiento. Desde el punto de vista operativo, estos dispositivos suelen incorporar un esquema de activación dependiente de la temperatura del ducto, de modo que el sistema entra en régimen solo cuando existe combustión efectiva. En aplicaciones residenciales se reportan umbrales de activación del orden de 35 a 40 °C y consumos eléctricos típicos del orden de 20 a 30 W durante el ciclo de operación, buscando equilibrar abatimiento de emisiones, seguridad eléctrica y eficiencia energética del conjunto (Grigonyte-Lopez Rodriguez, 2020).

Por su parte, el uso de intercambiadores de calor como medida de eficiencia energética, puede incidir a su vez en la reducción de emisiones a escala residencial, mediante un diseño que considere las condiciones para la captura de la fracción condensable del MP. Estos diseños se basan en un

conjunto de mecanismos acoplados que se activan en la capa límite cuando el flujo de emisión se enfría: (i) la condensación dirigida de especies volátiles, idealmente hacia las paredes del intercambiador y no por condensación heterogénea sobre partículas preexistentes, que tiende a aumentar el tamaño del aerosol y mantenerlo en suspensión; (ii) la termoforesis, que desplaza partículas desde regiones más calientes hacia superficies frías bajo gradientes térmicos intensos; (iii) la difusioforesis, particularmente relevante durante la condensación del vapor de agua, donde el flujo de vapor hacia la pared arrastra mecánicamente partículas finas hacia la superficie colectora; y (iv) la difusión Browniana, que incrementa la probabilidad de contacto y adhesión para partículas submicrométricas (Gallardo et al., 2024; Grigonyte-Lopez Rodriguez, 2020).

En este contexto, el diseño desempeña un rol crítico en la efectividad de esta estrategia. Se busca favorecer diámetros del orden de milímetros (~ 2 mm) y condiciones de flujo preferentemente laminar ($Re < 2300$), de modo que los gradientes de temperatura y presión de vapor se mantengan a lo largo de la sección del conducto y maximicen la deposición antes de la salida, sin embargo, las condiciones de temperatura y flujo asociados al uso del calefactor a leña serán determinantes. En términos de desempeño, se han reportado eficiencias de captura de MP_1 que varían entre un 40% y 70% en configuraciones ensayadas (De Best et al., 2008). No obstante, su transferencia a uso doméstico enfrenta brechas técnicas relevantes como que el mismo mecanismo de captura, induce ensuciamiento y pérdida progresiva de transferencia térmica. Adicionalmente, exige mantenimiento especializado, plantea riesgos de corrosión por condensados ácidos si no se seleccionan materiales adecuados, y tiende a incrementar costo y complejidad por la necesidad de módulos compactos con múltiples pasos de gases y control de condensación.

Por otro lado, en el contexto particular de Chile, se identifica una oferta de soluciones secundarias mayoritariamente orientadas a la adaptación de ESP para estufas y cocinas a leña, además de sistemas de post combustión. Anexo I presenta antecedentes respecto de la oferta técnica disponible en el mercado nacional.

2.2.3. Aplicación de medios porosos inertes

La integración de MPI en sistemas de combustión de biomasa ha sido objeto de interés científico durante la última década. La literatura especializada permite distinguir dos enfoques fundamentales en la aplicación de esta tecnología, diferenciando su uso como sistema de post-tratamiento o filtración secundaria donde el medio actúa como una barrera física o soporte catalítico; respecto de su implementación como elemento de confinamiento de llama y mejora de la combustión de tipo primaria, donde la incorporación de MPI busca modificar activamente la dinámica de emisión y rendimiento térmico de la tecnología.

2.2.3.1. Antecedentes internacionales

Dentro de los primeros antecedentes identificados respecto a la evaluación del uso de esponjas cerámicas porosas en calefactores a leña, destaca el proyecto de ERA-NET Bioenergy, titulado “*Wood Stoves 2020 - Development of next generation and clean wood stoves*”, desarrollado entre 2013 y 2017 por el *Technology and Support Centre of Renewable Raw Materials* (TFZ), Alemania. Este consorcio buscó la mejora integral de estufas de leña comerciales, evaluando, entre otras tecnologías, la inserción de elementos de espuma cerámica (tanto catalíticos como no catalíticos) en la salida de la cámara de combustión principal. En el estudio específico de Mack y Hartmann (Mack & Hartmann, 2016), se sometieron estos elementos a ciclos de prueba próximos al uso real. Los resultados mostraron que las espumas cerámicas no-catalíticas incluidas en el modelo comercial de calefactor estudiado, no lograron una reducción apreciable de emisiones de material particulado (< 5%), comportándose como barreras físicas ineficaces debido a la existencia de *bypass* de flujo y la falta de interacción térmica directa con la llama. Por el contrario, las espumas con recubrimiento catalítico mostraron reducciones significativas para contaminantes gaseosos (-46% CO, -21% OGC), aunque su desempeño en material particulado fue modesto (-10%) y susceptible a la desactivación por condensación de aerosoles.

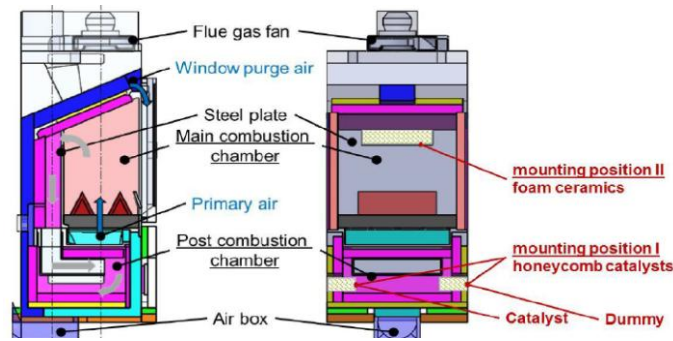


Figura 5. Esquema que muestra la ubicación de las espumas cerámicas catalíticas y no-catalíticas en los ensayos en estufa de leña (Mack & Hartmann, 2016).

En una línea similar, el proyecto EMIKO (BIOENERGY Task 32), financiado por el instituto ambiental LUBW de Alemania, evaluó el rendimiento de sistemas integrados en una estufa de leña de 8 kW bajo condiciones operacionales reales (Wöhler et al., 2017). Este estudio comparó tres configuraciones: (i) una espuma cerámica inerte, (ii) una espuma con recubrimiento catalítico activo, y (iii) un catalizador de panal (*Honeycomb*). Los hallazgos de Wöhler et al. (2017) reforzaron las conclusiones del proyecto Wood Stoves 2020, reportando que la espuma cerámica inerte, ubicada en la parte superior de la cámara, no presentó tasas de reducción de emisiones estadísticamente significativas (aprox. 3% para material particulado). En contraste, los sistemas catalíticos demostraron alto potencial, con reducciones de hasta un 41% en material particulado y 61% en carbono orgánico gaseoso para la espuma catalítica, y hasta un 73% en CO para el panal catalítico. No obstante, ambos estudios coincidieron en que la eficiencia de estos sistemas decae drásticamente durante la fase de encendido, donde las temperaturas son insuficientes para activar los mecanismos de oxidación catalítica o térmica.



Figura 6. Filtro de espuma cerámica (izquierda) y dos placas de vermiculita (derecha). Esta última proporciona una resistencia al flujo similar que la espuma cerámica (Wöhler et al., 2017).

En el ámbito de sistemas de mayor potencia, Meloni et al. (2019) evaluaron espumas de SiC como filtros de lecho profundo en calderas de pellets de 30 kW. Este estudio se centró en la eficiencia de filtración en función del tamaño de poro. Los resultados indicaron una fuerte dependencia respecto a la densidad de poro, observando que mientras espumas de 10 PPI retuvieron solo un 5% de las partículas, aquellas de 65 PPI alcanzaron un 60% de eficiencia de filtración. Si bien validaron la regeneración térmica del medio, este enfoque secundario enfrenta el desafío crítico de la caída de presión que puede comprometer la eficiencia del tiro en sistemas residenciales de baja escala.



Figura 7. Montaje de medios porosos inertes como filtro de partículas (Meloni et al., 2019).

Estos antecedentes internacionales establecieron que la inclusión de un medio poroso inerte como elemento de filtración secundaria o con *bypass* de flujo es insuficiente para mitigar emisiones de manera robusta. Sin embargo, investigaciones más recientes han pasado del enfoque de aplicación de MPI como filtro (solución de tipo secundaria), hacia la investigación de la incorporación de MPI como solución de tipo primaria, trasladando el enfoque desde el ducto de escape hacia el interior del hogar de combustión.

En este contexto, Rico et al. (2020), investigaron el efecto de un MPI de óxido de circonio (ZrO_2) en un reactor de lecho fijo alimentado con pellets (Figura 8). A diferencia de los estudios previos, el medio poroso se posicionó estratégicamente cerca del lecho de combustión (380 mm) para

actuar como una barrera radiante y en la dirección del flujo de escape. Los resultados demostraron que esta configuración redistribuye parte del calor hacia el lecho, estabilizando la combustión y elevando las temperaturas locales, lo que derivó en una reducción de material particulado superior al 60%. El estudio advirtió, no obstante, que configuraciones de doble capa pueden ser contraproducentes al enfriar excesivamente los gases de escape, aumentando las emisiones de monóxido de carbono.

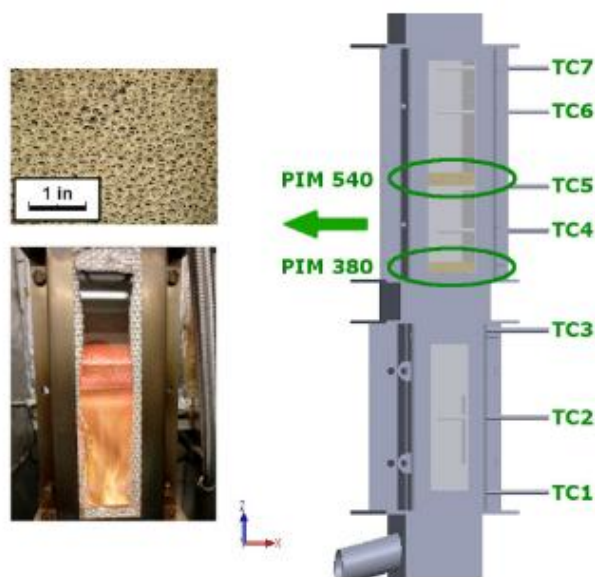


Figura 8. Esquema experimental, medios porosos inertes utilizados y posicionamiento dentro del reactor a pellets, considerado en la investigación de (Rico et al., 2020).

Profundizando en la influencia de la geometría del medio, Ciria et al. (2021, 2022), realizaron una caracterización sistemática del efecto de la densidad de celdas en espumas de carburo de silicio (SiC). Utilizando una unidad de combustión diseñada para pellets, demostraron que espumas de alta densidad (60 PPI) generan "nubes térmicas" altamente homogéneas que favorecen la oxidación completa del hollín. Este enfoque de confinamiento de llama permitió alcanzar reducciones de MP superiores al 70%. Adicionalmente, el análisis de las cenizas residuales confirmó una disminución drástica del carbono no quemado (de 55% en combustión libre a <26% con MPI), evidenciando que el mecanismo predominante es la intensificación de la combustión por turbulencia y recirculación de calor, y no la filtración física.

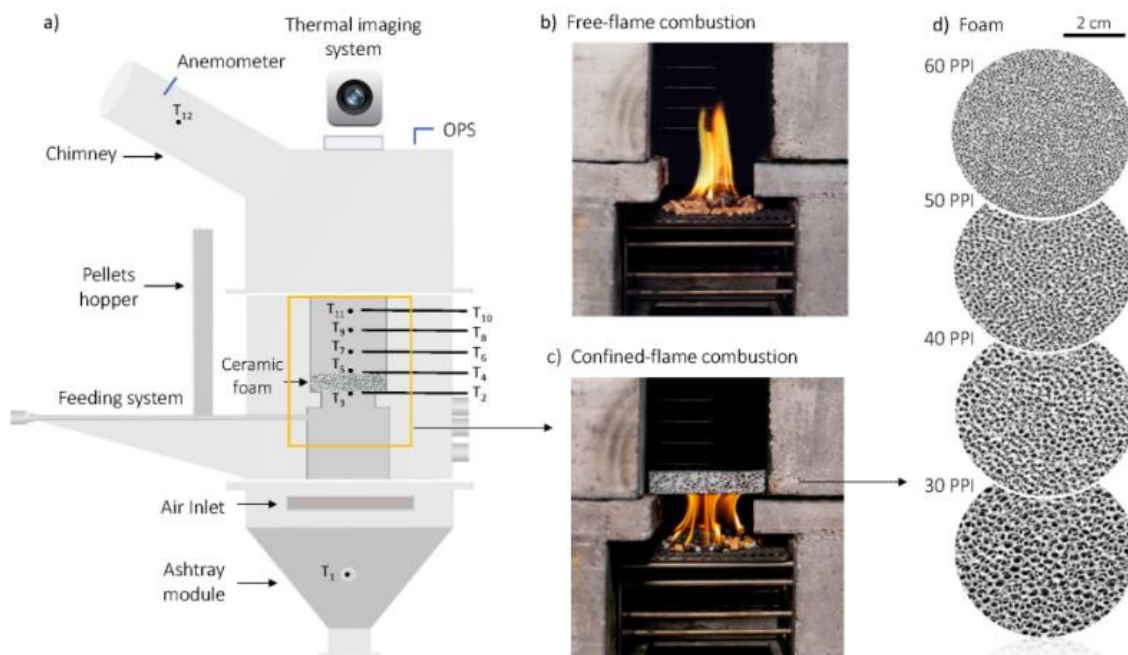


Figura 9. Esquema de montaje y detalle de la cámara de combustión utilizado por (Ciria et al., 2021).

Más recientemente, Rico et al. (2023) extendieron estos hallazgos a los compuestos orgánicos volátiles (COVs), reportando reducciones de hasta un 20% en configuraciones óptimas de escalonamiento de aire, confirmando que el MPI actúa simultáneamente sobre las fracciones particulada y gaseosa.

2.2.3.2. Antecedentes nacionales

En Chile, la investigación aplicada en medios porosos ha avanzado de la mano de la colaboración entre universidades y la industria de calefactores a leña, identificándose iniciativas tanto con enfoque de solución primaria como secundaria.

La USM ha patrocinado dos proyectos asociados a calefacción residencial desarrollados por el Departamento de Ingeniería Mecánica en colaboración con empresas nacionales dedicadas a la fabricación de artefactos de calefacción de uso doméstico. Ambos proyectos estudiaron el efecto

de la integración de medios porosos inertes (MPI) en procesos de combustión residencial de leña, bajo diversas condiciones de operación.

La primera iniciativa denominada “*Diseño de una estufa de calefacción residencial utilizando la tecnología de combustión en medios porosos*” (Código 251474, DGIIP-USM, año 2014), se desarrolló en colaboración con la empresa AMESTI. En el marco de este proyecto, se realizó una tesis de pregrado cuyo objetivo general fue evaluar comparativamente el comportamiento de una estufa comercial a leña del tipo residencial (AMESTI, Nordic 350) con y sin el uso de esponjas cerámicas (medio poroso inerte) en el hogar de combustión. Para ello, se implementó un sistema de medición de temperatura y flujos para ensayos regidos por el método CH-28, según la normativa nacional vigente respecto a ensayos de combustión en estufas del tipo residencial utilizando como combustible *Eucalyptus globulus* con un contenido de humedad menor al 25%. Los resultados mostraron que la aplicación del MPI (disco poroso cerámico de SiC) en el modelo de calefactor a leña ensayado, presentó notables mejoras con respecto a la energía térmica para calefacción y la emisión de monóxido de carbono (CO), logrando valores máximos de 856,64 W y 0,15% emitido, en comparación al modelo original (línea base sin MPI) con valores de 527,56 W y 0,24% respectivamente.

El segundo proyecto titulado “*Innovadora y eficiente estufa de combustión de leña que reduce la contaminación atmosférica*” (Código PI_19_IN_12, DGIIP-USM, años 2019-2020), se desarrolló en colaboración con la empresa BOSCA Chile S.A quienes dispusieron de sus instalaciones para el desarrollo de ensayos de combustión vinculados a dos tesis de pregrado. El objetivo general fue demostrar que la integración de MPI (SiC) dispuesto al interior de una estufa a leña de doble cámara, mejora el proceso de combustión generando una reducción en la emisión de contaminantes atmosféricos. En este proceso se evaluaron tres configuraciones de MPI denominadas C1, C2 y C3 (Figura 10), respecto a una línea base. Cabe señalar que el desarrollo experimental consideró uso de leña certificada y cuantificación de emisiones según normativa nacional vigente (CH-5G y CH-28). Los principales resultados fueron: (i) aumento del rendimiento térmico del proceso a un 80%;

(ii) tasas de emisión (g h^{-1}) de material particulado total con valores entre $2,40 \text{ g h}^{-1}$ y $3,15 \text{ g h}^{-1}$, lo que sería consecuente con la normativa vigente de emisiones; (iii) disminución de los factores de emisión (FE g kg^{-1}) de material particulado total entre un 47% a 61% (Figura 11).

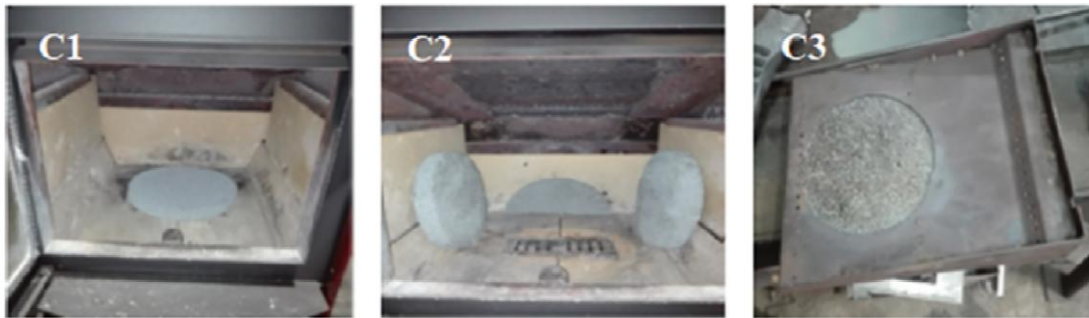


Figura 10. Diferentes configuraciones de medios porosos inertes (C1, C2 y C3) distribuidos al interior del hogar de combustión para los ensayos de combustión en estufa de leña modelo SPIRIT 380, BOSCA, Chile (Guerrero et al., 2021).

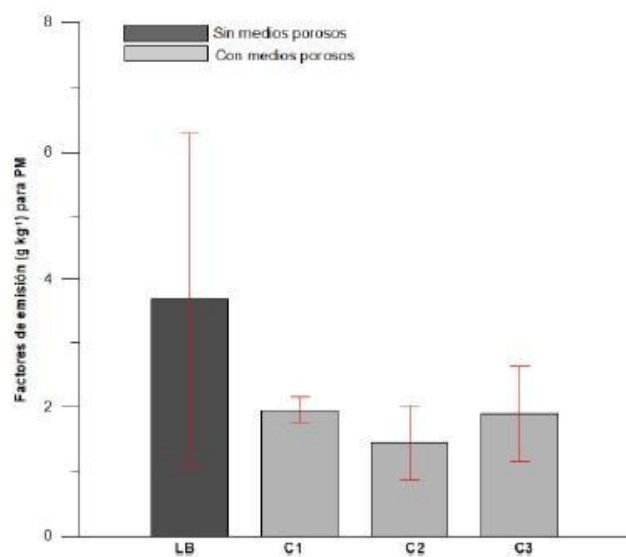


Figura 11. Factores de emisión gravimétricos de material particulado total (FE_{MPT}) originados por la combustión de *Eucalyptus globulus* usando una estufa a leña con esponjas cerámicas y recolección de las emisiones con túnel de dilución según la norma CH-5G y CH-28. Línea base (LB): FE_{MPT} obtenidos por la combustión sin esponjas cerámicas. C1, C2 y C3: FE_{MPT} obtenidos por la combustión con diferentes posiciones de esponjas cerámicas en el hogar de combustión de la estufa (Guerrero et al., 2021).

Se demostró experimentalmente que la incorporación de esponjas cerámicas en el hogar de combustión de estufas a leña tiene un efecto positivo en la disminución de las emisiones de material particulado total MPT (reducción de un 61% con C2), por lo que el impacto que tendrían su incorporación en los hogares de las ciudades del centro-sur de Chile, sería considerable. Sin embargo, se reconoce la necesidad de profundizar en la investigación para determinar tasas de emisión y factores de emisión de material particulado atmosférico en tiempo real, debido a su alto impacto en el deterioro de la calidad del aire y la salud de la población. A su vez, se sugiere estudiar la caracterización de emisiones de carbono negro, dado su impacto en la generación de ozono troposférico y precursores de compuestos orgánicos volátiles y óxidos de nitrógeno.

En esta línea, Guerrero et al. (2021) en el trabajo “*Particulate matter emissions reduction from residential wood stove using inert porous material inside its combustion chamber*” reportan que el MPI mejora los mecanismos de transferencia de calor y materia dentro de la cámara de combustión, lo que mejoraría la degradación térmica de los componentes estructurales principales de la leña (celulosa, hemicelulosa y lignina), contribuyendo a incrementar la eficiencia de combustión y la reducción de las emisiones de material particulado atmosférico. Además, la alta superficie específica del medio poroso inerte respecto a su volumen podría aumentar el tiempo de residencia de los gases de salida dentro de la cámara de combustión y producir una zona de alta temperatura, donde los hidrocarburos no quemados y componentes del hollín, podrían seguir reaccionando. En particular, se explica el efecto positivo de usar esponjas cerámicas en artefactos de combustión residencial a leña sobre las emisiones de material particulado total, efecto que podría ser atribuido a varias razones asociadas a las distintas configuraciones utilizadas.

Si la cerámica porosa está ubicada en el fondo (C1, Figura 10) y en las paredes de la cámara de combustión (C2, Figura 10): (i) el contacto de las espumas cerámicas con la biomasa aumenta la conductividad térmica local; (ii) el aire que entra desde abajo y los lados de la cerámica se precalienta antes de ingresar a la zona de reacción, consecuencia de la transferencia de calor entre

el MPI y el flujo de gas que lo atraviesa; (iii) los compuestos orgánicos volátiles que fluyen desde abajo y por los lados de las cerámicas porosas es probable que se precalienten y se mezclen con aire fresco, permitiendo que ocurran reacciones múltiples dentro del medio poroso; (iv) se dispone de una extensa área de transferencia de calor debida a las cerámicas de MPI dentro de la cámara de combustión.

Ahora, si la cerámica porosa se ubica sobre la placa deflectora de la cámara de combustión (C3, Figura 10): (i) los compuestos orgánicos volátiles que ingresan desde abajo de la cerámica porosa son precalentados y posiblemente mezclados con aire fresco para reaccionar en el interior de los poros de la cerámica de carburo de silicio (SiC), lo cual incrementaría la contribución que tiene el mecanismo de radiación térmica dentro de la cámara de combustión debido a la alta temperatura superficial de la cerámica, así como la alta emisividad de las esponjas de SiC utilizadas (~0,85); (ii) mayor área de transferencia de calor debido al material cerámico poroso dentro de la cámara de combustión.

Como resultado de la investigación, se obtiene la patente de invención titulada “*Sistema y método para mejorar el proceso de combustión de un combustible sólido mediante medio poroso inerte*” (INAPI, solicitud N°201903683). La invención se refiere a un sistema y método de combustión de combustibles sólidos, que utilizan un MPI en el proceso de combustión. El sistema comprende: un hogar de combustión que contiene combustible sólido en su interior, el combustible sólido es sometido a un proceso de combustión al interior del hogar, generando gases de combustión; un MPI dispuesto al interior del hogar de combustión; el MPI está en la cercanía del combustible sólido; y medios de control de flujo dispuestos en el hogar de combustión. Los medios de control de flujo se disponen para controlar la operación de: al menos una entrada de aire en el hogar de combustión, para inyectar aire de admisión hacia el interior del hogar de combustión; y al menos una salida de gases de escape en el hogar de combustión, para liberar gases de escape hacia el exterior del hogar de combustión. Los medios de control de flujo generan un flujo de aire de admisión y gases de combustión entre al menos una entrada de aire y al menos una salida de gases

de escape, formándose una premezcla de aire de admisión y gases de combustión al interior del hogar. Los medios de control de flujo y el MPI hacen circular la premezcla a través del MPI, en particular, a través de los poros del MPI, provocando el precalentamiento del aire de admisión y la aceleración de la reacción de los gases de combustión dentro de los poros, combustionando la premezcla al interior de los poros del MPI.

Por otro lado, el Departamento de Ingeniería Mecánica de la Universidad de Santiago de Chile (USACH) desarrolló el proyecto “*Estufa a leña de alta eficiencia energética y bajas emisiones para calefacción residencial*” (Código InnovaChile CORFO 13IDL2-18703, año 2013) en colaboración con la empresa AMESTI, y con el apoyo financiero de InnovaChile-CORFO. El objetivo principal del proyecto fue desarrollar nuevos conocimientos para el diseño de calefactores más eficientes y menos contaminantes, que permitan utilizar la leña como recurso energético en el ámbito residencial en forma eficiente y amigable con el medio ambiente, y con costos de fabricación y operación razonables. El problema específico del estudio consistió en analizar el comportamiento termo y fluidodinámico de una estufa a leña dotada con una pre-cámara de carga de leña y un sistema de post-combustión (medio poroso formado por capas de partículas sólidas), mediante modelamiento matemático y simulación computacional, con el fin de determinar parámetros de diseño que hicieran más eficiente la combustión, reduciendo la emisión de contaminantes e incrementando la eficiencia energética, derivando en el diseño, construcción y prueba de un prototipo capaz de cumplir con la exigencia normativa (CORFO, 2013).

Como resultado del proyecto InnovaChile CORFO 13IDL2-18703 se obtuvo la patente WO2014083504 titulada “*Post Combustor*”, cuyos inventores son el Dr. César Rosas, el Dr. Valeri Bubnovich, el Dr. Roberto Santander, y el Dr. Nelson Moraga, siendo el propietario la USACH. Esta invención se refiere a un post-combustor poroso para ser incorporado en estufas o calentadores de leña el cual permite quemar los gases generados en la combustión primaria, que en un calefactor convencional se liberan directamente a la atmósfera. Lo anterior permite reducir contaminantes tales como material particulado total y CO, generando un aumento de la eficiencia

térmica. El post-combustor descrito, se forma por una pluralidad de capas que consisten en partículas sólidas que generan un MPI en el que el diámetro de las partículas cambia de una capa a otra desde el extremo inferior hacia el extremo superior. Este post-combustor se instala en la primera porción del conducto de salida o bien, directamente en la cámara de combustión de tal manera que las partículas se calientan y el gas que pasa por los intersticios generados por dichas partículas, termine siendo quemado. Figura 12 muestra en forma esquemática una representación del lecho poroso, el post-combustor y alternativas de su instalación en una estufa a leña descrita por los inventores (ZUMELZU et al., 2014).

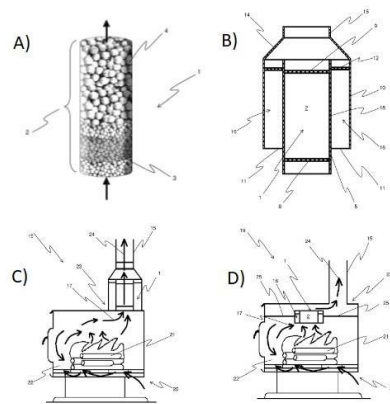


Figura 12. Esquema del post-combustor: (A) representación del medio poroso inerte mostrando capas de partículas de distinto diámetro; (B) vista frontal en corte del contenedor interior y el conducto cilíndrico exterior que generan un espacio anular para la circulación de aire en la post-combustión de un calentador de leña; (C) vista esquemática en sección de una primera alternativa de instalación del post-combustor; y (D) vista esquemática en sección de una segunda alternativa de ubicación del post-combustor, instalado en un calefactor de leña (ZUMELZU et al., 2014).

La descripción comparativa de resultados de Rosas et al. (2014) respecto a las opciones tecnológicas estufa convencional y estufa con post-combustor, les permite inferir: el calentador con post-combustor poroso con respecto al calentador convencional reduce en un 25% las emisiones de CO, reduce en un 13% las emisiones de material particulado total expresado en (g h^{-1}), reduce en un 62% la concentración de material particulado total en (g m^{-3}), y aumenta en un 24% la eficiencia térmica. Cabe destacar que estos resultados fueron obtenidos utilizando un sistema de postcombustión como solución de tipo secundaria.

CAPITULO 3

3. Metodología

3.1. Diseño de prototipo calefactor

3.1.1. Spirit 380 - BOSCA

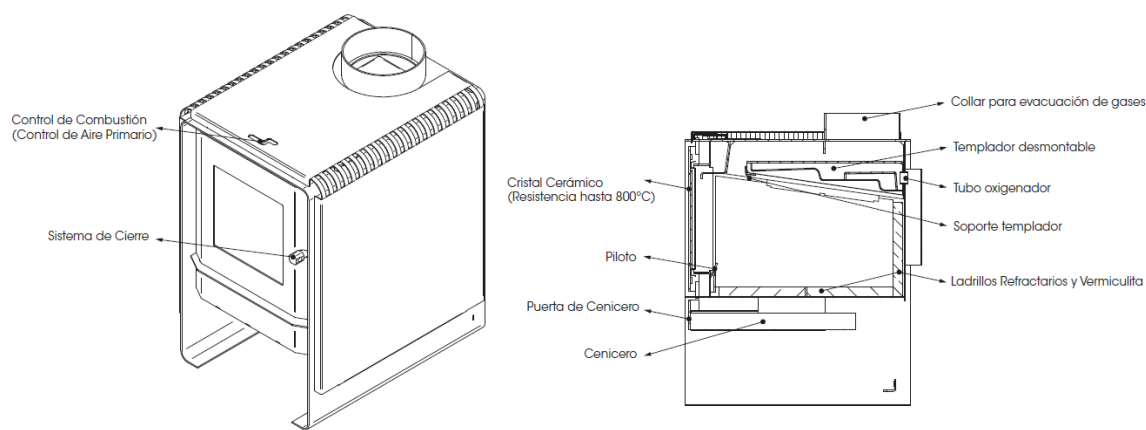
Para el diseño del prototipo, se consideró como condición base el calefactor a leña modelo Spirit 380 marca BOSCA (BOSCA Chile S.A.), considerado como un modelo representativo de la oferta de mayor consumo nacional según información comercial de la empresa colaboradora BOSCA.

El calefactor base, de 11,5 kW de potencia térmica nominal, comprende un diseño de carga y control manual (operación por lotes), de doble combustión con aire secundario precalentado. Considera el uso de un templador desmontable para la separación de dos volúmenes de combustión (principal y secundario), aislación interna del hogar de combustión mediante bloques de vermiculita de 20 mm de espesor, además del uso de un cristal cerámico con resistencia hasta 800 °C en la puerta frontal del equipo. La combustión se desarrolla bajo condiciones de tiro natural y comprende cuatro niveles de regulación del flujo de aire primario, mediante el posicionamiento de dos pletinas simétricas sobre perforaciones ubicadas en la cara superior del calefactor: encendido (“E”), máxima admisión de aire (“+”), nivel medio y mínima admisión de aire (“-”). Tabla 3, presenta las especificaciones técnicas nominales indicadas por el fabricante, mientras que Figura 13, presenta los componentes principales del equipo.

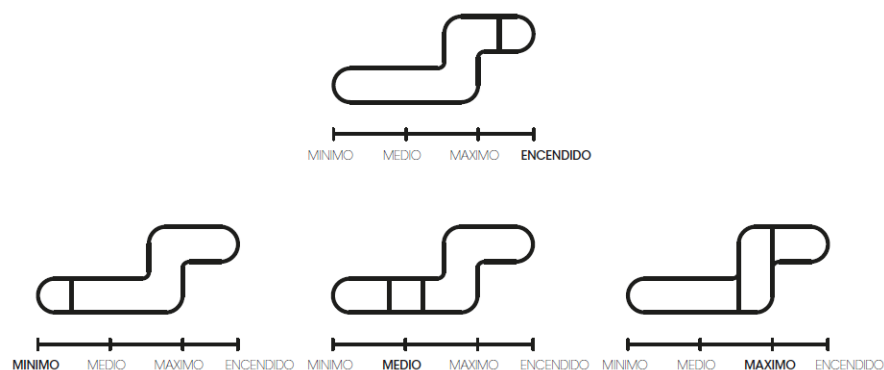
Tabla 3. Especificaciones técnicas de operación bajo condiciones nominales según manual de usuario, modelo Spirit 380 marca BOSCA Chile S.A.

Calefactor modelo-marca	Spirit 380-BOSCA
Tipo de calefactor	Intermitente
Potencia calorífica ambiental	11,5 kW
Rendimiento	72%
Tiro calefactor	12 Pa
Diámetro de salida de gases	6” (152 mm)

Caudal másico de humos	118,3 (g s ⁻¹)
CO medio al 13%O ₂	0,25% (2500 ppm)
Temperatura de humos	537,1 °C
Referencia certificación	NCh 3173. Of. 2009



(A)



(B)

Figura 13. Calefactor de doble cámara, modelo Spirit 380: (A) componentes principales; y (B) niveles de control de admisión de aire primario.

El calefactor Spirit 380 comprende dos modalidades para el ingreso del aire secundario al hogar de combustión (Figura 14). Por un lado, a través de las caras laterales del hogar mediante cuatro perforaciones que atraviesan el material aislante de vermiculita y la pared de acero que estructura la cámara, comunicando así un volumen intermedio que se genera entre cada cara lateral del hogar de combustión y las paredes exteriores del calefactor, generando un efecto de precalentamiento.

Paralelamente, en la cara posterior del calefactor, se encuentra una cavidad de ingreso de aire que comunica directamente con el interior del templador, a través del cual, se precalienta y distribuye hacia el hogar de combustión desde la zona superior.

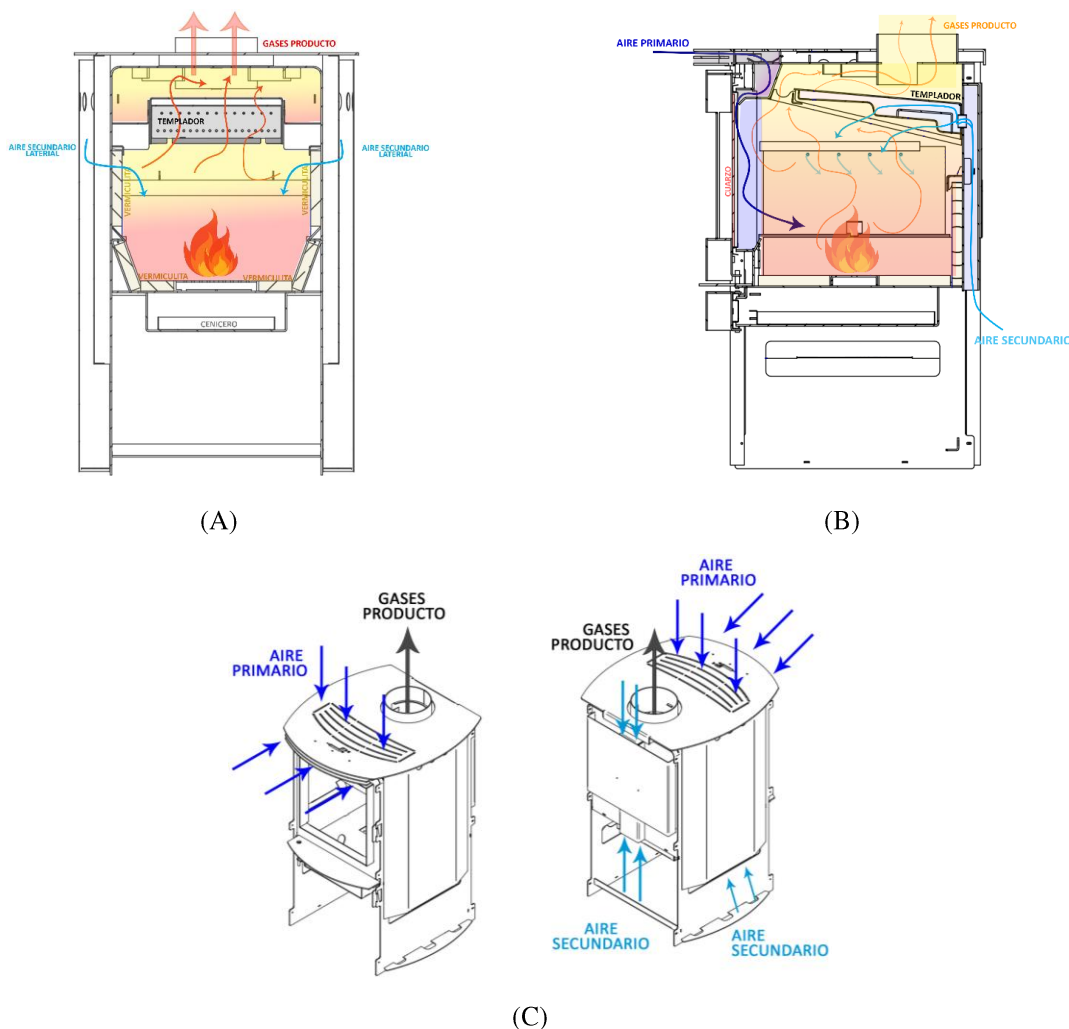


Figura 14. Configuración de diseño sistema de admisión de aire primario y secundario, modelo Spirit 380 BOSCA: (A) esquema de flujos, vista frontal en operación; (B) esquema de flujos, vista lateral en operación; y (C) vistas isométricas de ingresos de aire primario y secundario desde el exterior del calefactor.

Para la caracterización del diseño comercial, se recopilaron antecedentes de certificación, manual de operación, junto con la revisión de planimetría en términos de sus características de admisión y regulación de aire, materialidad, dimensiones y procesos de manufactura implicados. Dicha información fue considerada como antecedente basal para la fase de diseño del prototipo con integración de la tecnología de MPI.

3.1.2. Prototipo MPI

El diseño de prototipo propuesto se sustenta en antecedentes previos de investigación numérica respecto a integración de medios porosos inertes (MPI) en calefactores residenciales a leña (Rocchiccioli Núñez, 2021), además de investigaciones experimentales previas respecto del uso de esponjas cerámicas en procesos de combustión (combustión filtrada). En este contexto, el diseño propuesto se focalizó en priorizar la integración de MPI al interior del hogar de combustión de forma de mantener la configuración con mejores resultados previos respecto a la reducción de emisiones de material particulado, incorporando a su vez como factor diferenciador, la interacción entre el MPI y el flujo de aire secundario asociado a las paredes laterales que considera el diseño original del calefactor base. De esta forma se proyecta la extrapolación de los fundamentos de combustión filtrada al contexto de operación de calefactores residenciales a leña.

En términos funcionales, el diseño busca incidir sobre las condiciones termodinámicas y fluidodinámicas al interior del hogar de combustión. Para ello, la propuesta, además de considerar materialidad y geometría asociados a los mecanismos de transferencia de calor entre el MPI, la llama y los gases de combustión al interior del hogar, incorpora el efecto de la interacción entre el sólido poroso y el flujo de aire secundario que, bajo esta configuración, ingresa al interior del hogar atravesando los intersticios de la matriz porosa. Con ello, esta configuración permite plantear la hipótesis de tres mecanismos de mejora complementarios: (i) precalentamiento convectivo del aire secundario al circular a través de la matriz porosa a mayor temperatura; (ii) la intensificación de la mezcla gas-oxidante al atravesar la matriz porosa de geometría irregular; y (iii) la posibilidad de postcombustión de inquemados al interior de los poros en la zona térmicamente activa del MPI hacia el interior del hogar de combustión. En conjunto, dichos mecanismos podrían favorecer la oxidación de inquemados, mejorando las condiciones para una combustión de leña más eficiente.

Dentro de las consideraciones de diseño se toman en cuenta aspectos como el minimizar las modificaciones estructurales desde una perspectiva de costos de fabricación, a la vez de favorecer

la transferencia y aplicabilidad de la propuesta de diseño a un contexto de uso bajo condiciones de operación real a nivel domiciliario. A su vez, se consideran aspectos de seguridad en la manipulación a nivel de usuario final y protección de los materiales porosos ante posibles golpes durante los ciclos de carga de leños como combustible y su manipulación.

El diseño propuesto, considera la integración de bloques de esponjas porosas de SiC en la zona superior de las caras laterales del hogar de combustión del calefactor base (Figura 15-A), favoreciendo así la interacción de las fases gaseosas (aire y gases de combustión), al interior del hogar como diseño alternativo a la propuesta experimental en base a antecedentes previos (Figura 15-B), la cual favorece la interacción entre la fase sólida (leña y lecho de brasas) con las esponjas porosas.



(A)



(B)

Figura 15. Diseños prototipo calefactor residencial a leña con medios porosos inertes integrados: (A) configuración propuesta MPI, y (B) configuración utilizada en antecedentes previos (Guerrero et al., 2021).

Cada bloque de medio porosos de SiC utilizado en el ensamble considera una morfología de espuma cerámica de célula abierta de geometría cuadrada de 100 x 100 mm y 20 mm de espesor, con una densidad de poro de 20 PPI, una porosidad de 82,5%. En base a estas características, se busca disponer de una alta superficie específica interna que favorezca la transferencia de calor y mezclado de gases (volátiles-oxidante), a la vez de evitar alteraciones en la operación del calefactor

por efectos de una caída de presión a nivel del hogar de combustión producto de altas densidades de poro en la inyección de aire secundario.

Respecto a la fabricación del prototipo, la intervención se focaliza sobre las caras laterales interiores a la cámara. Para ello, se reemplazan los bloques de vermiculita originales dispuestos por el proveedor (Figura 16-A), por dos secciones principales a posicionarse sobre cada pared lateral interna: una nueva sección de vermiculita de dimensiones reducidas, y tres bloques de SiC dispuestos en serie y posicionados por sobre el bloque aislante procurando cubrir el área original desde donde ingresa el aire secundario desde las laterales del calefactor (Figura 16-B). De esta forma, cabe destacar que las modificaciones respecto al diseño base no afectan de forma significativa los componentes estructurales exteriores al hogar de combustión.

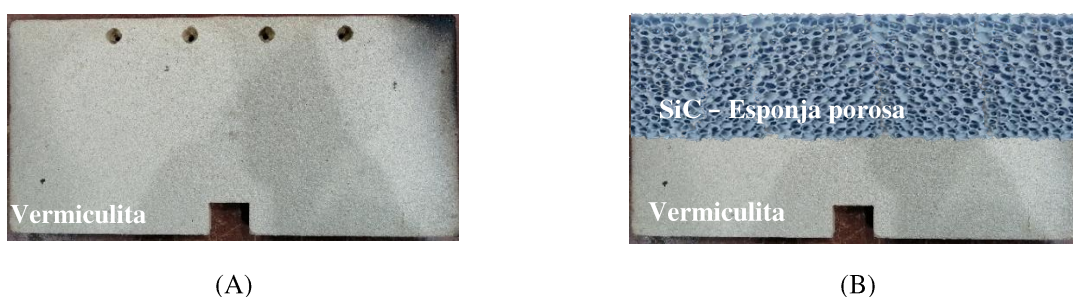


Figura 16. Detalle de modificaciones de diseño a caras laterales al hogar de combustión del calefactor marca BOSCA, modelo Spirit 380: (A) laterales de vermiculita en condición base, (B) laterales compuestos de vermiculita e interacción de esponjas porosas de carburo de silicio (SiC).

Bajo la concepción de diseño propuesto, el hogar de combustión pasa desde una relación basal en términos de proporción de superficie interna de 61% aislante y 39% conductora (paredes de acero no cubiertas con placas de vermiculita), a una condición de 51% aislante y 49% conductor (39% de acero y 10% de SiC). Figura 17 presenta la representación de las superficies que conforman el interior del hogar de combustión en cada caso. A su vez, Tabla 4 presenta propiedades térmicas asociadas a las materialidades que conforman los diseños.

Tabla 4. Propiedades termofísicas de materialidad calefactor Spirit 380 y MPI (Low, 1984; Pickenaecker et al., 1999).

	Vermiculita	Acero	SiC
Temperatura Máxima de operación (°C)	1.100	1.500	1.600
Calor específico, c_p (J kg ⁻¹ K ⁻¹)	940	460 – 500	670 – 750
Conductividad térmica, K (Wm ⁻¹ K ⁻¹)	0,10 - 0,12	45-60	20-50 (@ 1000°C)
Emisividad, ε (-)	0,4 – 0,5	0,8 – 0,9 (oxidado)	0,9 – 0,95 (@ 2000K)
Difusividad térmica, α (m ² s ⁻¹)	3,97 x 10 ⁻⁷	1,1 – 1,4 x 10 ⁻⁵	5,6 – 8,0 x 10 ⁻⁷

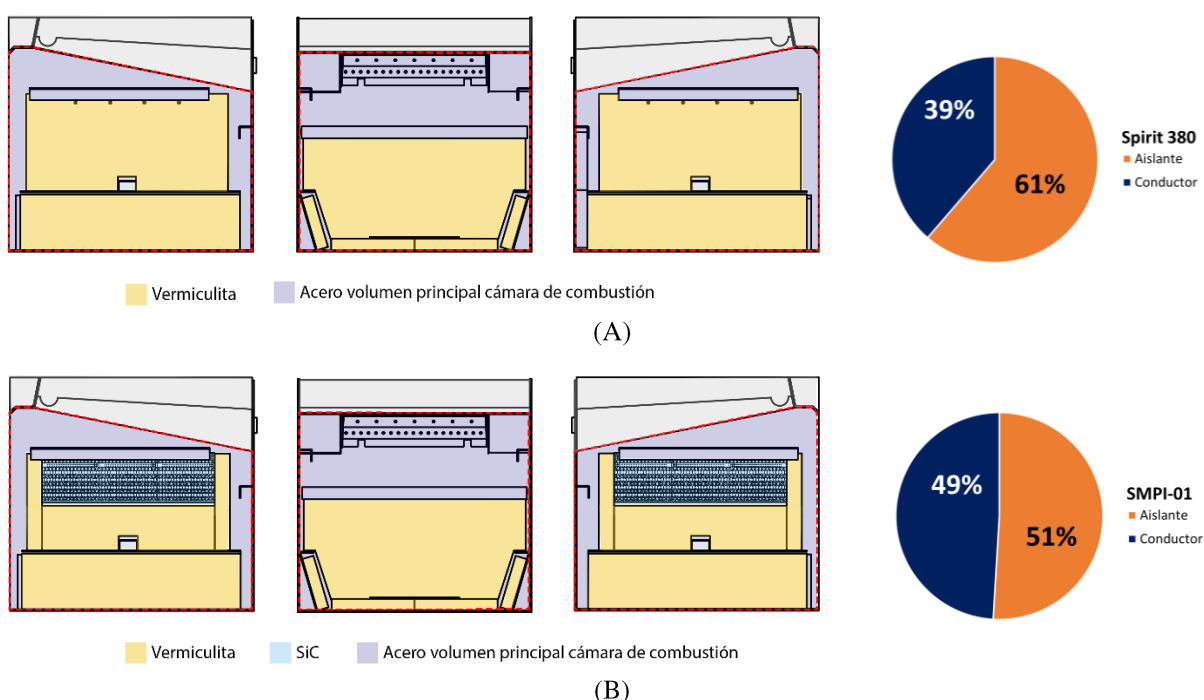


Figura 17. Materialidad y proporcionalidad de superficie interior aislante y conductora al interior del hogar de combustión: (A) diseño base calefactor Spirit 380; y (B) prototipo MPI.

Finalmente, Figura 18, presenta las diferencias en montaje de las caras laterales del hogar de combustión en el caso base (Figura 18-A), y bajo las consideraciones del diseño prototipo MPI (Figura 18-B). Cabe mencionar las diferencias de ingreso y distribución del flujo de aire secundario que ingresa desde las paredes laterales del calefactor en ambos casos. El detalle de planos de fabricación se presenta en Anexo II.

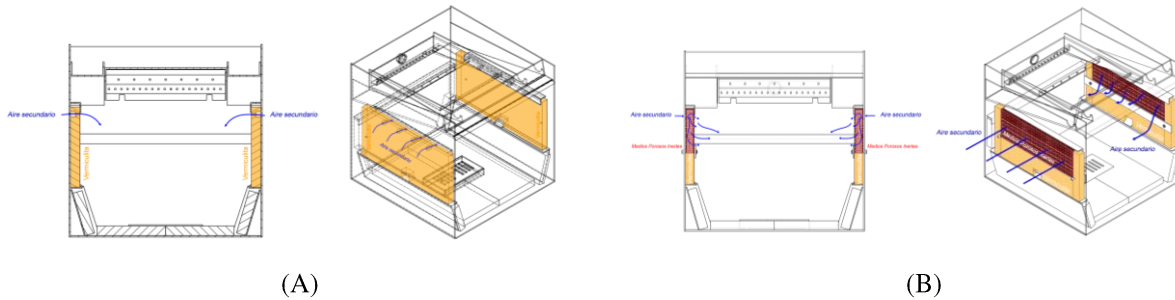


Figura 18. Representación en corte caras laterales prototipo calefactor: (A) diseño condición base, y (B) diseño propuesto con integración de medios porosos inertes.

3.2. Diseño Experimental

Con el fin de caracterizar el desempeño del prototipo desarrollado en términos operacionales y de reducción de emisiones, se diseñó un esquema experimental que consideró la evaluación comparada del prototipo calefactor con MPI incorporados, respecto al calefactor base de referencia BOSCA Spirit 380. La selección de este modelo como referencia proviene de las recomendaciones y colaboración entre la empresa BOSCA Chile S.A. y la USM en el contexto de ejecución del proyecto ANID-FONDEF ID20I10319. Colaboración que permitió disponer de un artefacto representativo y previamente certificado bajo normativa nacional como línea base de comparación.

El factor experimental correspondió a la configuración del calefactor, en base a dos niveles: (i) condición base (LB), correspondiente al modelo Spirit 380 en su configuración comercial, y (ii) condición MPI, referente al prototipo calefactor con medios porosos inertes integrados. La unidad experimental corresponde a un ciclo de quema completo, definido en base al protocolo de quema establecido, el cual comprende una fase de encendido, pre-ensayo y ensayo. Si bien todas las fases comprenden el registro continuo de masa del sistema (calefactor y carga de combustible), presión y temperaturas (interiores y exteriores), el registro de emisiones de gases y partículas se concentra solo durante la fase de ensayo por razones de resguardo ante la saturación del equipamiento.

Los ensayos se realizaron en dependencias del Laboratorio de Energías Renovables del Departamento de Ingeniería Mecánica de la USM, Sede Viña del Mar, en una nave industrial con condiciones semi-controladas. Se registraron continuamente las variables ambientales interiores y se complementaron con datos meteorológicos externos durante los días de ensayo. Dicha información meteorológica, se obtuvo a partir del registro histórico de tres estaciones oficiales cercanas al laboratorio y pertenecientes a la Red de Estaciones Automáticas de la Dirección General de Aeronáutica Civil (DGAC, 2025). La identificación y características de las estaciones se describen en ANEXO III.

Dentro del protocolo, se definió la realización de un ensayo por día, con el fin de evitar interferencias por acumulación térmica en el calefactor y en el túnel de dilución, reduciendo así la posibilidad de sesgos sistemáticos. Además, esta planificación permitió considerar el efecto de las condiciones ambientales de operación relacionadas con la variabilidad climática sobre la temperatura y humedad del aire de los distintos días de prueba. Con ello, se buscó aproximar las condiciones de ensayo al entorno real de uso habitual para calefactores residenciales a leña, asegurando al mismo tiempo la trazabilidad de los factores ambientales incidentes en el proceso de combustión.

Se efectuó un total de 36 ensayos de combustión, de los cuales, 14 corresponden a la etapa de puesta en marcha del sistema, cuyo objetivo consistió en ajustar parámetros de operación, verificar la estabilidad del flujo en túnel de dilución conforme al método CH-5G, prevenir eventos de saturación en equipos de monitoreo en línea y estandarizar el protocolo de quema. En consecuencia, dichos ensayos se desarrollaron con un propósito exclusivamente operacional (entrenamiento del equipo y validación del procedimiento), por lo que no se incorporaron al análisis comparativo.

Posteriormente, se realizaron 21 ensayos (codificados como “QEUx”), ejecutados bajo un esquema LB-MPI-LB para minimizar sesgos temporales. Del total de ensayos realizados, 13 resultaron válidos y comparables para el análisis, distribuidos en 7 réplicas para LB y 6 para MPI.

Todos los ensayos, independiente de la configuración evaluada, se llevaron a cabo siguiendo el mismo protocolo de quema estandarizado, tomado como referencia el Método CH-5G (equivalente a EPA 5G). A partir de la experiencia experimental obtenida durante la etapa de puesta en marcha, se categorizan como ensayos válidos, aquellos que cumplieron los siguientes criterios:

- i. La carga de combustible se mantuvo dentro del rango objetivo de masa y cumplió el estándar de humedad establecido.
- ii. Se ejecutó íntegramente el procedimiento estandarizado, completando la secuencia de encendido/pre-ensayo/ensayo sin extinción de llama ni interrupciones que alteraran el régimen de combustión (por ejemplo, interferencias en los flujos de aire o imposibilidad de alcanzar condiciones térmicas suficientes para sostener el ciclo de quema).
- iii. El túnel de dilución operó bajo condiciones de flujo dentro de los rangos indicados por el método de referencia (CH-5G).
- iv. La instrumentación de monitoreo en línea operó dentro de su rango de detección, sin eventos de saturación, bloqueo de caudal, pérdida de señal, mensajes de error o fallas en la adquisición que comprometieran la representatividad temporal de los registros.

Los ensayos que no cumplieron estos requisitos se utilizaron solo con fines de diagnóstico operacional y ajuste del procedimiento.

El combustible de ensayo correspondió a leña trozada de *Eucalyptus globulus* Labill. con corteza, priorizando representatividad operacional respecto del uso domiciliario en la zona central del país. Los leños fueron talados la temporada anterior a la entrega de la leña, seleccionados y sometidos a condiciones de secado natural por parte de un proveedor local. Una vez recepcionada, la leña es resguardada de la intemperie y almacenada bajo condiciones de laboratorio, registrando de forma

periódica la masa y humedad (xilohigrómetro, base seca) de cada leño previo a la preparación de las cargas de ensayo.

La carga de ensayo se determinó según el criterio del método de referencia CH-28 (EPA-28), el cual establece una densidad de combustible para la medición de $112 \pm 11,2 \text{ kg m}^{-3}$ en función del volumen del hogar de combustión. En el caso del modelo Spirit 380, el hogar comprende un volumen útil de $0,0334 \text{ m}^3$, resultando en un rango de carga de ensayo entre 3,367 y 4,115 kg. A partir de ello, se definió la preparación de las cargas de las fases de encendido y pre-ensayo, contempladas en el protocolo de quema. En particular, la carga de pre-ensayo se fijó como equivalente al 100% de la carga de ensayo, con el fin de generar un estado térmico representativo bajo condiciones de combustible equivalentes a la fase de ensayo. Por su parte, la carga de encendido se estableció entre un 50% y un 80% de la carga de ensayo, incorporando astillas obtenidas a partir de leños de igual características que el combustible de ensayo, junto con trozos de papel y cartón como material de ignición. El encendido se realizó sin el uso de material inflamable de tipo acelerante (aceites, combustibles líquidos), utilizando un soplete manual a gas butano.

Para reducir la variabilidad entre pruebas, se mantuvo control de la masa de las cargas de leña, seleccionando leños de geometría regular. La disposición de los leños en el hogar de combustión se mantuvo equivalente entre ensayos, ubicando su longitud mayor paralela a las paredes laterales del hogar de combustión. Adicionalmente, se verificó que todos los leños cumplieran con el criterio de humedad inferior al 25%, conforme al estándar exigido para la leña certificada en Chile (NCh 2907 Of. 2005). Como referencia adicional, el método EPA 5G establece como criterio de humedad del combustible valores entre 15% y 23% base seca. Con ello se garantizó la consistencia en las condiciones de combustible de ensayo, independiente de la configuración evaluada.

Durante cada ensayo, el calefactor se posicionó sobre una balanza de plataforma para el registro continuo de las pérdidas de masa y cargas de combustible, registros que determinan cada fase del

protocolo de quema. Por su parte, el monitoreo de emisiones se realizó mediante un túnel de dilución de flujo total, siguiendo las indicaciones del método de referencia (CH-5G). Las emisiones y gases producto del calefactor se canalizaron a través de un ducto primario el cual considera una doble capa de aislación y el monitoreo de presión estática, temperatura y concentración de gases de combustión (CO , O_2) a la salida del collarín del calefactor. Dichos gases, son posteriormente recolectados mediante una campana dispuesta sobre el ducto primario, donde se mezclan con aire ambiente (dilución total del flujo), siendo direccionados por la acción de un extractor a través de la canalización del túnel de dilución a una zona de monitoreo para el registro en línea de la presión (estática y dinámica) y temperatura del gas, junto con la concentración de gases de combustión (CO , H_2 , NO_x , HC , CO_2) y material particulado (TSP a MP_1 y BC).

El registro de temperaturas se obtuvo a partir del montaje de 16 termopares tipo-K distribuidos al interior del hogar de combustión, en la zona de ingreso de aire primario, sobre paredes exteriores, una a la salida del collarín para el registro de la temperatura de gases producto y una para el monitoreo de temperatura ambiente al interior de la nave.

En total se mantuvo registro de 15 variables que incluyeron factores operacionales como: masa y humedad de carga de leña, temperatura y humedad ambiente, flujo y velocidad del gas en túnel de dilución, además del registro continuo de la pérdida de masa durante el ensayo, las temperaturas interiores y exteriores del calefactor, concentración de gases (O_2 , CO) junto con la temperatura de gases y tiraje (presión estática) a la salida del calefactor. Paralelamente se mantuvo registro en túnel de dilución de la temperatura de gases, presión estática y dinámica, además de las concentraciones de gases de combustión (CO , H_2 , NO_x , HC y CO_2) y material particulado (TSP, MP_{10} , MP_4 , $\text{MP}_{2.5}$, MP_1). Finalmente, el diseño experimental buscó garantizar la comparación directa entre ambas configuraciones de calefactor, al tiempo que integró condiciones de cargas de leña representativas de uso residencial, además de la variabilidad ambiental característica de las condiciones de uso de calefactores a leña.

3.3. Ensayos de combustión

Como unidad de experimental, cada ensayo de combustión comprendió un ciclo completo de quema de inicio en frío, operado en modo *Batch* (sólo una carga de ensayo por ciclo) y estructurado en tres fases secuenciales de: encendido/pre-ensayo/ensayo. Cada ciclo de quema se desarrolló de acuerdo con un protocolo de quema elaborado en laboratorio y tomando como referencia el método CH-5G y sus complementos. Si bien el protocolo contempla tres fases operacionales, el monitoreo de emisiones de gases y partículas se realizó únicamente durante la fase de ensayo, mientras que las fases de encendido y pre-ensayo se utilizaron para establecer condiciones térmicas y operacionales reproducibles. Durante la fase de pre-ensayo y ensayo, el calefactor operó bajo condiciones de mínima admisión de aire (“-”), en base a antecedentes previos de investigación.

3.3.1. Protocolo de quema

A continuación, se presenta una descripción del procedimiento que define cada fase del protocolo. Para más detalles, Anexo IV, presenta el formato del documento de ficha de procedimiento utilizada en cada ensayo.

Encendido: inicio en frío, sin monitoreo de emisiones.

El calefactor se operó inicialmente con la admisión de aire en posición de máxima apertura (“E”), el extractor del túnel de dilución a máxima velocidad y el cenicero abierto. Se inició la adquisición de temperatura y se realizó la tara de la balanza; posteriormente se ingresó la carga de encendido y se efectuó la ignición, manteniendo la puerta semiabierta durante aproximadamente 10 s para sostener la ignición. A los 5 min, se ajustó la admisión desde “E” a “+”, y alrededor de los 8 min se cerró el cenicero y se configuró la admisión a aire en nivel mínimo (“-”). La transición a la fase de pre-ensayo se efectuó cuando la masa remanente del sistema alcanzó el umbral de 20–25% de la carga de ensayo.

Pre-ensayo: inicio en caliente, sin monitoreo de emisiones.

Se ingresó una carga equivalente al 100% de la carga de ensayo. Transcurridos 5 min desde su ingreso, se cerró el cenicero y se mantuvo la admisión mínima de aire primario (“-”) hasta alcanzar nuevamente el umbral de masa remanente 20–25% de la carga de ensayo. Durante esta fase se registraron, a intervalos regulares, la presión estática, la presión diferencial y la temperatura en la sección de muestreo del túnel, con el propósito de determinar la velocidad del gas conforme al método CH-5G. Alcanzado el umbral de masa remanente, se procedió a abrir la puerta y el cenicero, se ajustó la admisión de aire a “+” y se atizó para conformar una cama de brasas homogénea; luego se introdujeron las sondas de los analizadores previamente acondicionados y se taró nuevamente la balanza.

Ensayo: inicio en caliente, fase con monitoreo de emisiones.

La fase de ensayo se inició con el ingreso de la carga de ensayo y el inicio del monitoreo en línea de gases y partículas en el túnel de dilución. A los 5 min se cerró el cenicero y se fijó la admisión de aire primario en nivel mínimo (“-”) durante el resto del ensayo. El término del ensayo se definió cuando la masa registrada alcanzó 0 kg y este valor se mantuvo al menos 30 s, conforme al criterio del método CH-28.

3.3.2. Montaje experimental e instrumentación

La instalación experimental para la caracterización operacional y de emisiones generadas por el prototipo calefactor residencial, considera los componentes detallados en Tabla 5, y esquematizados en Figura 19.

Tabla 5. Equipamiento e instalación experimental, sistema de canalización de emisiones en base a método CH-5G.

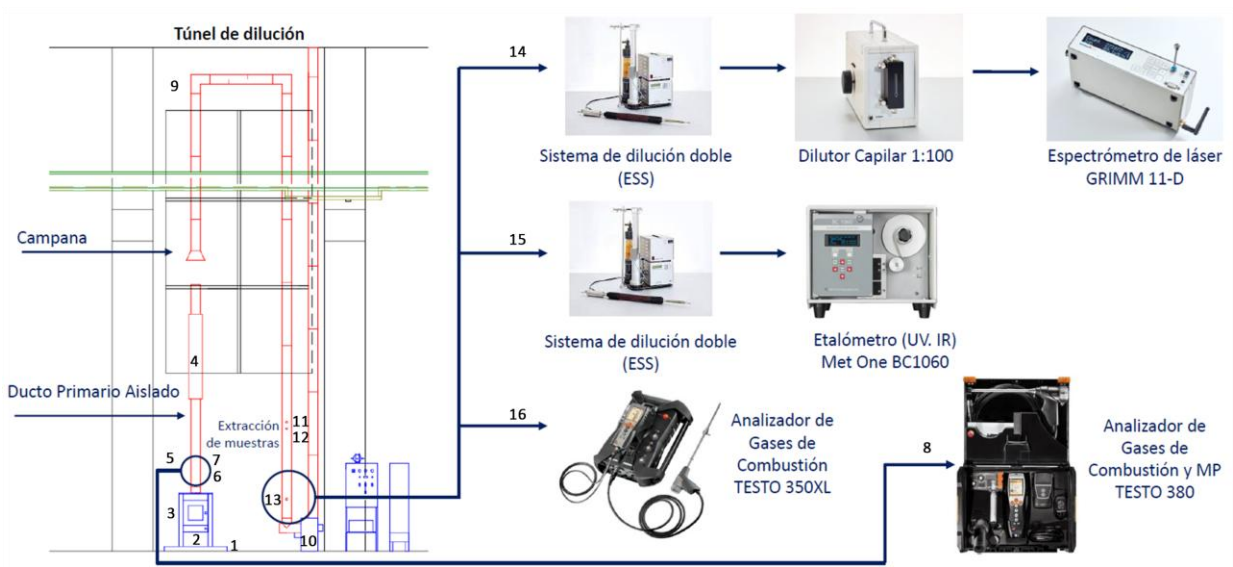
<i>Componente</i>	<i>Especificación</i>	<i>Descripción</i>
1 Balanza de plataforma	Marca KERN modelo IFB 300K-2.	Permite la cuantificación de la masa del sistema calefactor en ensayo. Adicionalmente se desarrolló un software propio para la adquisición de datos en tiempo real de la variación de la masa del sistema para su posterior procesamiento de datos con frecuencia de adquisición de 1 s.
2 Plataforma de izaje	Diseño y fabricación propia.	Permite la correcta manipulación y montaje del calefactor durante el desarrollo de ensayos de combustión, además de resguardar el cuidado de las celdas de carga de la balanza de plataforma acoplada al finalizar los ensayos.
3 Calefactor Prototipo	Diseño y fabricación de modificaciones.	Prototipo calefactor residencial a leña con medios porosos inertes integrados al hogar de combustión (SMPI-01).
4 Ducto primario	Ducto acero inoxidable de 6".	Sección primaria de túnel de dilución que considera una sección con manto aislante según especificación de método CH-5G.
5 Toma de Muestra 1	-	Toma de muestra en ducto primario para el montaje de equipamiento para el monitoreo en línea de gases. Distancia desde el collarín del calefactor hasta el punto de muestreo: 310 mm.
6 Termopar ducto primario	Termopar tipo K con vaina de acero inoxidable.	Termopar tipo K montado a dos diámetros desde el collarín del calefactor (310 mm). Monitoreo en línea de la temperatura de gases producto.
7 Sonda de presión estática ducto primario	Sonda de presión.	Sonda para el monitoreo de presión estática ducto primario según referencia a método CH-5G. Conexión a sensores electrónicos en panel de control de túnel de dilución.

Tabla 5-Continuación. Equipamiento e instalación experimental, sistema de canalización de emisiones en base a método CH-5G.

<i>Componente</i>	<i>Especificación</i>	<i>Descripción</i>
8 Toma de muestra 1, gases de combustión	Sistema de monitoreo en tiempo real en ducto primario.	Cuantificación de la concentración de gases de combustión en línea, mediante analizador TESTO modelo 380.
9 Túnel de dilución	Según método CH-5G	Sistema de ductos de acero inoxidable de 6", deflectores y extractor dispuestos en referencia a las recomendaciones establecidas en método CH-5H para cuantificación de material particulado proveniente de artefactos de combustión a leña.
10 Extractor	Según método CH-5G	Ventilador de tipo axial para la generación de tiraje en el túnel y desplazamiento de gases.
11 Sonda de temperatura	Termopar tipo K.	Vaina de acero inoxidable que incorpora un termopar tipo K instalado a lo largo del eje transversal del ducto de gases. Monitoreo de temperatura del gas en el túnel.
12 Pitot tipo S	Sonda Pitot tipo S.	Pitot tipo S según recomendación de método CH-5H para el monitoreo de presión estática y dinámica en el túnel. Sonda acoplada a barómetros electrónicos dispuestos en panel de control.
13 Lanza de muestreo material particulado gravimétrico	Sistema en base a recomendación de método CH-5G	Sistema de toma de muestra de material particulado gravimétrico compuesto por: lanza de muestreo de acero inoxidable, sistema porta filtro con doble filtro de fibra de vidrio (110 mm), bomba de vacío y controlador de flujo. Considera además monitoreo de temperatura del sistema porta filtro.

Tabla 5-Continuación. Equipamiento e instalación experimental, sistema de canalización de emisiones en base a método CH-5G.

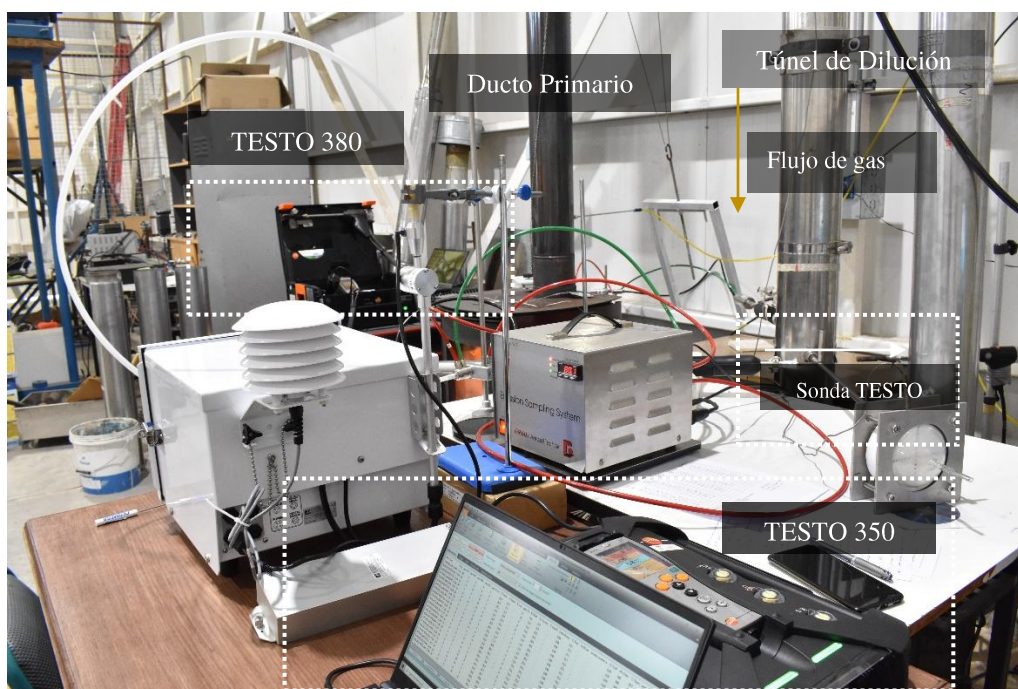
<i>Componente</i>	<i>Especificación</i>	<i>Descripción</i>
14 Toma de muestra material particulado en línea.	Sistema de monitoreo en tiempo real en túnel de dilución.	Conjunto de equipamiento dispuesto para el acondicionamiento de muestras para la cuantificación de material particulado en tiempo real. Compuesto por sonda termoestabilizada asociada a sistema de doble dilución (<i>Emission Sampling System 7917</i> , marca GRIMM), y espectrómetro de láser GRIMM modelo 11-D.
15 Toma de muestra para carbono negro en línea	Sistema de monitoreo en tiempo real en túnel de dilución.	Conjunto de equipamiento para el registro de concentraciones de carbono negro en tiempo real durante ensayos de combustión. El sistema se compone de una sonda termostabilizada, acoplada a sistema de doble dilución marca GRIMM modelo <i>Emission Sampling System 7917</i> y etalómetro MetOne, modelo BC1060 con 80% de dilución interna.
16 Toma de muestra 2, gases de combustión	Sistema de monitoreo en tiempo real en túnel de dilución.	Cuantificación de la concentración de gases de combustión en línea, mediante analizador TESTO modelo 350 acoplado a sonda de muestreo para biomasa con pre-filtro incorporado.



(A)







(B)

Figura 19. Montaje experimental: (A) esquema túnel de dilución y equipamiento; (B) montaje en laboratorio. Numeración según la descripción presentada en Tabla 5.

En cuanto a la configuración del equipamiento de monitoreo en línea, Tabla 6 presenta las condiciones de configuración utilizadas en cada equipo durante la ejecución de ensayos.

Tabla 6. Características y configuración del equipamiento utilizado.

Equipo	Marca/Modelo	Características	$f_i^{(1)}$	Parámetros de medición	Unidad
Espectrómetro de láser de aerosoles	GRIMM 11-D (Durag Group, Alemania)	Clasificación de partículas según tamaño, mediante principios ópticos (dispersión de luz en partículas individuales con láser de diodo). Clasificación en 31 canales para el rango de $0,253 \mu\text{m}$ a $35,15 \mu\text{m}$. Operación acoplado a sistema de doble dilución (<i>Emission Sampling System</i> -ESS GRIMM, modelo 7917). Monitoreo de emisiones de material particulado en túnel de dilución.	6 s	TSP, MP ₁₀ , MP ₄ , MP _{2,5} y MP ₁	Concentración máscica: $\mu\text{g m}^{-3}$ Concentración por número de partículas: $\# \text{m}^{-3}$

Analizador de gases de combustión	TESTO 350 (Testo SE & Co. KGaA, Alemania)	Sensores electroquímicos, a excepción del sensor de CO ₂ en base a infrarrojo (IR). Operación con dilución interna y acoplado a sonda de gases de combustión con prefiltro cerámico. Monitoreo de emisiones de gases en túnel de dilución.	5 s	O ₂ , CO ₂ , CO, H ₂ , SO ₂ , HC, NO, NO _x	Concentración. O ₂ y CO ₂ : %vol. CO, H ₂ , SO ₂ , HC, NO, NO _x : ppm
Analizador de gases de combustión	TESTO 380 (Testo SE & Co. KGaA, Alemania)	Sensores electroquímicos de O ₂ y CO. Operación con dilución interna. Monitoreo de concentración de gases en ducto primario. Acoplado a sonda termoestabilizada y con sistema de auto-dilución.	5 s	O ₂ , CO	Concentración. O ₂ : %vol. CO: ppm
Etalómetro	MetOne BC-1060 (MetOne Instruments Inc., Estados Unidos)	Etalómetro portátil de dos longitudes de onda (UV-370nm e IR-880), para la medición continua de la respuesta óptica del aerosol carbonáceo absorbente. Principio de operación óptico en base a la medición de la atenuación de luz a través de la muestra depositada en filtro de cinta. Considera un montaje adaptado con tres etapas de dilución: túnel de dilución, ESS-GRIMM y dilución interna (80%) con cabezal de corte para MP _{2.5} .	60 s	BC-880nm, UVPM-370nm.	Concentración µg m ⁻³

⁽¹⁾ Frecuencia de adquisición

Para el registro de temperaturas, el sistema considera el montaje de 16 termopares tipo K, distribuidos según se detalla en Tabla 7 y esquematizados en Figura 20. Cabe señalar que el montaje de sensores para el monitoreo de la temperatura de paredes interiores al hogar de combustión se realiza introduciendo el bulbo de la termocupla al interior del bloque de vermiculita en la posición correspondiente mediante una perforación centrada respecto del plano medio del espesor de la placa. En el caso de las paredes laterales interiores, los sensores se posicionan al nivel de las perforaciones de ingreso de aire secundario. En el caso de configuración MPI, los sensores se mantienen al nivel de las perforaciones de ingreso de aire secundario, posicionando los bulbos dentro de los poros de la estructura cerámica.

Tabla 7. Identificación y montaje de termopares.

Id. Sensor	Ubicación	Variable
T1	Interior cámara de combustión, espalda mitad derecha.	Temperatura pared interior espalda (T_{inE})
T2	Interior cámara de combustión, espalda mitad izquierda.	
T3	Interior cámara de combustión. Pared lateral derecha, fondo.	Temperatura interior pared lateral derecha (T_{inLD}).
T4	Interior cámara de combustión. Pared lateral derecha, frente.	
T5	Interior cámara de combustión. Pared lateral izquierda, fondo.	Temperatura interior pared lateral izquierda (T_{inLI}).
T6	Interior cámara de combustión. Pared lateral izquierda, frente.	
T7	Interior cámara de combustión. Gases de combustión, zona superior derecha.	Temperatura gases interior de cámara de combustión (T_{gasIN})
T8	Interior cámara de combustión. Gases de combustión, zona superior izquierda.	
T9	Gases producto en ducto primario (salida del collarín).	T_{gasOUT}
T10	Temperatura ambiente circundante al ensayo.	T_{amb}
T11	Sección de ingreso de aire primario al calefactor, derecha ($T_{aireIND}$).	T_{aireIN}
T12	Sección de ingreso de aire primario al calefactor, izquierda ($T_{aireINI}$)	
T13	Pared exterior, espalda (T_{outE}).	Paredes exteriores (T_{out})
T14	Pared exterior, lateral izquierda (T_{outLI}).	
T15	Pared exterior, lateral derecha (T_{outLD}).	
T16	Gases en túnel de dilución (sección de monitoreo)	T_{gasTD}

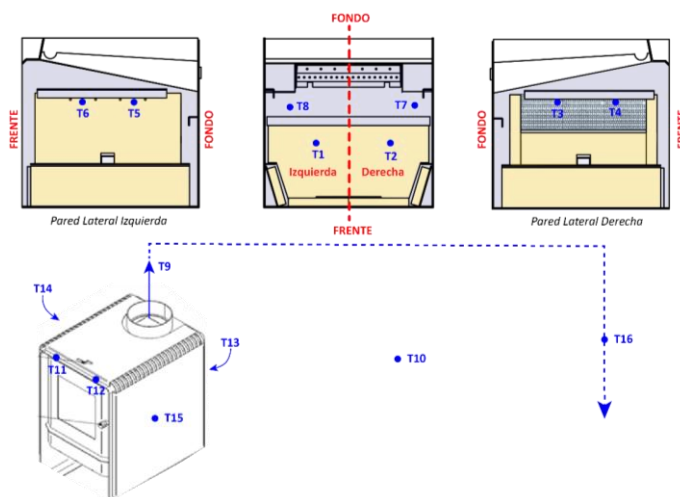


Figura 20. Esquema de distribución de termopares para registro de temperatura interior y exterior al calefactor.

3.4. Procesamiento y análisis de datos

El procesamiento de datos y la presentación de resultados se estructuraron en base a cuatro grupos de variables: (i) variables contextuales; (ii) variables operacionales; (iii) eficiencia, y (iv) emisiones gaseosas y de partículas. Dicho marco de análisis se estructura para analizar en primera instancia, tanto el nivel de comparabilidad de las condiciones experimentales entre configuraciones, para luego proceder con el análisis de la incidencia de la incorporación de MPI en la dinámica del proceso de combustión, junto con el comportamiento térmico y la dinámica de emisiones propia del sistema.

El conjunto experimental estuvo constituido por 13 ensayos válidos ($n_{LB}=7$ y $n_{MPI}=6$). La unidad de análisis correspondió al ensayo individual, procesando las variables mediante el software Matlab R2023a para el manejo y visualización de series temporales, cálculos normativos y balance energético, junto con software IBM SPSS para el análisis estadístico descriptivo e inferencial.

Para la caracterización de condiciones ambientales exteriores se emplearon registros meteorológicos horarios de temperatura de bulbo seco y humedad relativa correspondientes al período 2022-2023, provenientes de tres estaciones oficiales pertenecientes a la Dirección General de Aeronáutica Civil (DGAC), próximas al laboratorio de ensayo (Estación Jardín Botánico Nacional-Cód. 330006; Estación Rodelillo-Cód. 330007, Estación Torquemada-Cód.320041). Para cada ciclo completo de quema se identificaron los datos que solapan el intervalo temporal del ensayo (hito de hora de inicio y término de ensayo), obteniéndose los valores promedio de temperatura y humedad relativa para cada quema y cada estación de monitoreo.

Para cada ciclo de quema se definieron hitos temporales de inicio y término de cada fase (encendido/pre-ensayo/ensayo) con base en la ficha de procedimiento correspondiente, calculando además la duración de cada segmento. Dado que el monitoreo de emisiones se realizó únicamente durante la fase de ensayo, las series de datos se ajustan a dicha fase en base a antecedentes recolectados en bitácora, unificando las series temporales respecto al tiempo transcurrido desde el

inicio de la fase instrumentada. A su vez, tanto para el procesamiento de datos operacionales como de emisiones, se realiza una separación en dos subsecciones durante la fase de ensayo, identificándose: (i) subsección 1 que comprende el tiempo de 0 a 10 min de la fase de ensayo (máxima admisión de aire), y (ii) subsección 2, desde el minuto 11 hasta el término del ensayo (mínima admisión de aire). Dicha separación responde a las diferentes condiciones de admisión de aire según establece el protocolo de quema, lo cual se constató en la fase de puesta en marcha mediante la constatación del cambio en la dinámica de combustión, incluyendo el quiebre de pendiente en la tasa de quemado, evidenciando dos fases diferenciadas. Al corresponder a admisiones de aire diferentes, se tienen dos condiciones de dilución y tasas de quemado no comparables, por lo que se procede con un procesamiento diferenciado y focalizado el análisis sobre la subsección 2.

En cuanto al procesamiento de variables operacionales, en primer lugar, se obtienen los registros de presión estática en ducto primario para obtener las condiciones promedio de tiraje durante la fase de ensayo, además de procesar los registros de presión estática, dinámica y temperatura del gas en túnel de dilución para obtener la velocidad del flujo de gas, según el procedimiento establecido por el método CH 5-G.

La tasa de quemado se obtiene a partir de los registros temporales de pérdida de masa del sistema (frecuencia de adquisición de 1 s), y en base a Ecuación 3 según establece el método de referencia.

$$BR (kg h^{-1}) = \frac{m_{leña}}{t_{ensayo}} \frac{(100 - \%H_{leña,BHum})}{100} \quad (Ec.3)$$

Donde: BR corresponde a la tasa de quemado (“*Burning Rate*”) expresada en $kg h^{-1}$; $m_{leña}$ corresponde a la carga de ensayo en kg; t_{ensayo} corresponde a la duración de la fase bajo análisis en horas; y $\%H_{leña,BHum}$ corresponde al contenido de humedad promedio de la carga de leña en base húmeda.

Para el análisis de temperaturas, se calcularon estadísticos descriptivos por sensor para cada ensayo de forma de verificar la representatividad de los registros. Posteriormente, y para facilitar el análisis comparado, se obtienen series temporales representativas de la temperatura de cada pared interior y exterior, agregando los resultados de ambas paredes laterales para efectos de comparación, junto con la temperatura de gases al interior y a la salida de la cámara de combustión. De esta forma, las temperaturas reportadas corresponden al promedio de los registros temporales punto a punto de dos sensores distribuidos de forma simétrica respecto a la geometría de la pared en cuestión. Luego, se analizan los resultados agregados según configuración de LB respecto a MPI, visualizando la distribución de datos, y estadísticos descriptivos. Para el contraste de efectos dinámicos, se generan curvas representativas por configuración en base a la mediana instantánea del conjunto de ensayos válidos en cada caso, junto con el rango intercuartil como medida de dispersión de los resultados.

Por su parte, la eficiencia térmica (η %) se determinó para cada ensayo individual mediante el método de pérdidas indirectas, conforme a lo establecido en la norma EN 16510:2022. El cálculo consideró las pérdidas por calor sensible (q_a) y pérdidas por combustión incompleta (q_b), estimadas a partir de las variables de temperatura de gases de escape, temperatura del aire ambiente, humedad del combustible y las concentraciones medias de CO y CO₂ en los gases de combustión como indicador estequiométrico. La eficiencia se obtuvo como el complemento de la suma de todas las pérdidas porcentuales respecto al 100% de la energía de entrada, proporcionando así un valor de η específico para cada ensayo. A su vez, se cuantifica la potencia térmica total (P kW) en cada ensayo según establece la norma de referencia (EN16510:2022), agregando los resultados según configuración para su análisis posterior.

Previo al procesamiento de emisiones, y como parte de la caracterización del túnel de dilución, se procede a la determinación del factor de dilución operacional para cada ciclo de quema válido. El factor de dilución se obtuvo como el ratio punto a punto entre las concentraciones volumétricas de CO a la salida del calefactor (ducto primario) respecto de la concentración de CO registrada aguas

abajo en túnel de dilución. Dicha metodología, reconocida como método de gas trazador (“*trace gas method*”), se basa en el principio de continuidad entre el flujo y las emisiones generadas en la estufa y aquellas entrantes al túnel de dilución, aproximando el comportamiento de gases según ley de gases ideales.

Dado que las condiciones de presión y temperatura a la salida del calefactor y al interior del túnel de dilución son considerablemente diferentes, en primer lugar, se procede con la estandarización de las concentraciones en ambos puntos de medición, a condiciones normales de 273,15 K y 1013 hPa. Posteriormente se realiza la sincronización de ambas series temporales, estableciendo como criterio la determinación del tiempo t^* en que se detecta un incremento sucesivo de las concentraciones de CO, de forma de corregir el desfase asociado al tiempo de tránsito de gases entre el punto de medición en ducto primario respecto del punto de medición aguas abajo en túnel de dilución, considerando a su vez, el tiempo de respuesta de los sensores asociados. Cabe destacar que ambos puntos de monitoreo consideran el mismo tipo de sensor electroquímico para la cuantificación de CO (Testo SE & Co. KGaA). Posteriormente, se procede con el cálculo del ratio, obteniendo estadísticos descriptivos y estableciendo la mediana como valor representativo del factor de dilución.

Todos los resultados reportados de concentraciones (gases y partículas), factores de emisión y eficiencia, se estandarizaron a condiciones de 1013 hPa de presión y 273,15 K de temperatura, corrigiendo a su vez a un contenido de oxígeno de referencia de 13% para asegurar comparabilidad entre ensayos y tomando como referencia la normativa EN16510:2022.

3.4.1. Cálculo de concentraciones y factores de emisión

Para el cálculo de las concentraciones promedio de gases de combustión, se considera como referencia el método indicado en EN16510:2022. Los registros de gases de combustión obtenidos comprenden condiciones de gas seco con valores de concentración volumétrica en ppm para CO, H₂, NO_x e hidrocarburos HC, mientras que en el caso de O₂ y CO₂ se obtienen concentraciones en

%vol. El procesamiento de dichas concentraciones comprendió: (i) la corrección de las concentraciones volumétricas a concentraciones no diluidas ($\alpha_{i,raw}$) mediante la ponderación por el factor de dilución del ensayo correspondiente (DF_i); (ii) la estandarización de concentraciones volumétricas a condiciones normales (Ecuación 4); (iii) la conversión de concentraciones volumétricas a concentraciones máscas (Ecuación 5); y (iv) la estandarización a un 13% de O_2 de referencia (Ecuación 6).

$$\beta_i (ppm_{STP}) = (\alpha_i (ppm_{raw}) \cdot DF_i) \cdot \frac{P_{stuck}}{P_{STP}} \cdot \frac{T_{STP}}{T_{stuck}} \quad (Ec.4)$$

$$\gamma_i (mg Nm^{-3}) = \beta_i (ppm_{STP}) \cdot \frac{1}{10^{-6}} \cdot \frac{1}{V_{gSTP}} \left(\frac{mol}{Nm^3} \right) \cdot MW_i \left(\frac{g}{mol} \right) \cdot \frac{1}{10^{-3}} \quad (Ec.5)$$

$$\delta_i (mg Nm^{-3})_{@13\%O_2} = \gamma_i (mg Nm^{-3}) \cdot \frac{21 - O_{2,ref}}{21 - O_{2,raw}} \quad (Ec.6)$$

Donde: P_{stuck} y T_{stuck} corresponden a la presión absoluta y temperatura promedio en la toma de muestra respectiva (ducto primario o túnel de dilución); P_{STP} y T_{STP} corresponden a las condiciones estándar de presión y temperatura (1013 hPa y 273,15 K); V_{gSTP} corresponde al volumen molar del gas ideal en condiciones estándar; MW_i corresponde a la masa molar del elemento i ; $O_{2,ref}$ corresponde al porcentaje de oxígeno de referencia (13%); y $O_{2,raw}$ corresponde a la concentración de oxígeno promedio registrada en la toma de muestra (ducto primario). Luego, para cada ensayo, y a partir de la serie temporal de concentraciones, se obtiene la concentración media de gases expresada en ($mg Nm^{-3}$), promediando los registros para el intervalo de tiempo que comprende a la duración del ensayo.

Por su parte, para la obtención de los factores de emisión máscos y energéticos, se procede a obtener la masa de cada contaminante mediante la integración numérica del registro temporal de concentraciones máscas estandarizadas y su ponderación por el flujo de gas estándar en ducto primario (Ecuación 7). Luego, los factores de emisión máscos ($EF_{m,i}$) se obtienen a partir del ratio de la masa de contaminante i (CO , H_2 , NO_x , HC) respecto de la carga de ensayo correspondiente (Ecuación 8).

$$m_i(g) = V_{gasSTP} (Nm^3 s^{-1}) \cdot 10^{-3} \cdot \int_{t_1}^{t_2} c_i dt (mg Nm^{-3}s) \quad (Ec. 7)$$

$$EF_{m,i} (g kg^{-1}) = \frac{m_i(g)}{m_{leña}(kg)} \quad (Ec. 8)$$

Donde, $EF_{m,i}$: factor de emisión másico del contaminante i ; t_1 : tiempo de inicio del ensayo; t_2 : tiempo de término del ensayo; V_{gasSTP} : flujo volumétrico de gases estandarizado en ducto primario; $C_i dt$: concentración másica de partículas ($mg Nm^{-3}$) en función del tiempo en segundos; m_i : masa del contaminante i en gramos y $m_{leña}$: masa de la carga de leña utilizada en el ensayo en kg.

Por su parte, los factores de emisión energéticos ($EF_{e,i}$) consideran el ratio entre la masa generada del contaminante i normalizados por unidad de energía. Para la normalización se considera dos criterios diferenciados según energía inicial disponible ($EF_{e,fuel}$, Ecuación 9), y energía útil generada por el sistema ($EF_{e,net}$, Ecuación 10). En este contexto, $EF_{e,fuel}$ actúa como indicador de la calidad intrínseca de la combustión independiente del rendimiento energético del equipo, mientras que $EF_{e,net}$, pondera la emisión según la eficiencia térmica por lo que refleja la carga contaminante real asociada a cada unidad de calor disponible para calefacción.

$$EF_{e,fuel,i} (g GJ^{-1}) = \frac{m_i(g)}{m_{leña}(kg) \cdot PCI(GJ kg^{-1})} \quad (Ec. 9)$$

$$EF_{e,net,i} (g GJ^{-1}) = EF_{e,fuel,i} \cdot \left(\frac{100}{\eta} \right) \quad (Ec. 10)$$

Donde PCI corresponde al poder calorífico inferior del combustible expresado en ($GJ kg^{-1}$); y η corresponde a la eficiencia térmica del sistema en (%). La determinación del poder calorífico de la leña se obtiene mediante análisis en laboratorio a partir de muestras seleccionadas de forma aleatoria y siguiendo el procedimiento establecido en norma ASTM D240 (bomba calorimétrica, Parr 1261), resultando un poder calorífico superior de $18.984,8 kJ kg^{-1}$ e inferior de $17.473,1 kJ kg^{-1}$.

Adicionalmente, las tasas de emisión (ER_i) se obtienen a partir de Ecuación 11. En el caso particular de las tasas de emisión de material particulado, se aplica la corrección indicada en

método de referencia CH-5G, según Ecuación 12. Dicho ajuste busca corregir por las pérdidas de material particulado, principalmente por deposición, a través de los conductos del túnel de dilución caracterizado según EPA 5G.

$$ER_i(g\ h^{-1}) = EF_{m,i}(g\ kg^{-1}) \cdot BR(kg\ h^{-1}) \quad (\text{Ec. 11})$$

$$ER_{i,MP}(g\ h^{-1}) = 1,82 \cdot ER_i^{0,83} \quad (\text{Ec. 12})$$

Para el análisis de carbono negro se procesaron las concentraciones de BC a 880 nm y UVPM a 370 nm sobre registros simultáneos considerados válidos según los criterios de calidad instrumental establecidos. Además de EF_m y EF_e calculados para ambas señales mediante los procedimientos previamente descritos para contaminantes en fase partícula, se determinó el ratio UVPM/BC para cada par temporal de concentraciones.

Finalmente, los resultados de cada ensayo se consolidan por configuración (LB, MPI), obteniéndose para cada grupo las métricas agregadas y estadísticos descriptivos correspondientes. Dado el tamaño muestral reducido y la asimetría en las distribuciones de las variables analizadas, se optó por un enfoque estadístico no paramétrico. Se utilizaron la mediana y el rango intercuartil (IQR) como estadísticos descriptivos centrales para minimizar la influencia de valores atípicos, mientras que para la evaluación de diferencias entre configuraciones, se aplicó la prueba U de Mann-Whitney, que permite comparar las distribuciones ordinales de dos grupos independientes sin asumir normalidad. Se estableció un nivel de confianza del 95% ($p < 0,05$). Complementariamente, para cuantificar la magnitud del efecto, se calculó la diferencia relativa porcentual entre las medianas de ambas configuraciones (Ecuación 13), permitiendo la identificación de tendencias físicas relevantes incluso en variables con alta dispersión inherente a la combustión de biomasa.

$$Dif_{(MPI, LB)} \% = \frac{mediana_{i, MPI} - mediana_{i, LB}}{mediana_{i, LB}} \cdot 100 \quad (\text{Ec. 13})$$

CAPITULO 4

4. Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los ensayos para la evaluación de la incidencia de la incorporación de MPI al interior del hogar de combustión de un calefactor residencial a leña sobre variables operacionales y la emisión de contaminantes.

4.1. Variables contextuales

Previo al análisis de las variables operacionales, se realizó un análisis de la comparabilidad de las condiciones experimentales bajo las cuales se desarrollaron los ensayos en ambas configuraciones. Para ello, se analizaron condiciones ambientales de temperatura y humedad relativa del aire exterior, junto con variables asociadas a la ejecución del protocolo de ensayo, incluyendo la masa de la carga de ensayo, el contenido de humedad de la leña utilizada, y la velocidad del gas en el túnel de dilución. A continuación, Tabla 8 presenta los resultados de mediana y rango intercuartil para cada variable, agregadas según configuración.

Tabla 8. Resumen descriptivo de las variables contextuales para las configuraciones de línea base (LB) y prototipo MPI, presentado como mediana, rango intercuartil (IQR) y diferencia porcentual entre configuraciones.

Variable	LB	MPI	Dif. (MPI, LB) %	p-value
Temperatura ambiente, T_{amb} (°C)	12,15 (2,24)	12,03 (6,00)	-1,0	0,836
Humedad relativa, HR (%)	82,57 (30,67)	79,14 (30,52)	-4,1	0,628
Masa de carga de ensayo, $m_{leña}$ (kg)	3,510 (0,270)	3,610 (0,085)	2,8	0,445
Contenido de humedad leña, $H_{leña}$ (%)	16,47 (3,86)	16,43 (2,57)	-0,2	0,945
Velocidad del gas túnel de dilución, v_{gTD} (m s ⁻¹)	3,16 (0,40)	2,99 (0,36)	-5,3	0,836

Respecto a las condiciones meteorológicas correspondientes al periodo de duración de la fase de ensayo, se observa que los ciclos de quema se realizaron bajo condiciones similares de T_{amb} y HR, resultando en diferencias entre configuraciones de -1,0% y 4,1% respectivamente. Pese a que las condiciones de HR presentan una mayor diferencia relativa entre configuraciones, ambos casos presentan una variabilidad similar expresado en una diferencia de 0,15% a nivel de IQR.

En cuanto a las características del combustible de ensayo, la masa de los lotes presentó una diferencia entre configuraciones de 2,8%, manteniéndose dentro del rango entre 3,310 kg y 3,680 kg para LB y entre 3,540 kg y 3,640 kg para MPI, configuración para la cual las cargas de leña resultaron de menor dispersión respecto de la configuración base (Tabla 8, Figura 21). De todos los ensayos realizados, se identifica un sólo caso donde el lote de ensayo se encontró 57 g bajo el límite inferior de referencia establecida en base a método CH5-G para el volumen de la cámara de combustión del calefactor en cuestión (CH-5G: $3,741 \pm 0,374$ kg), lo que representa una diferencia menor al 0,01% respecto de la carga de referencia (Figura 21-C).

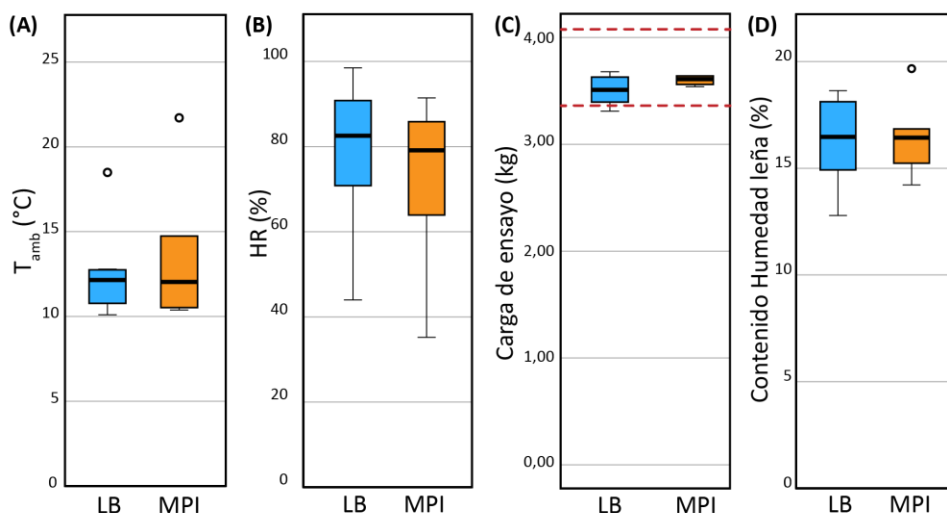


Figura 21. Gráficos de caja y bigotes correspondientes a: (A) temperatura ambiente; (B) humedad relativa ambiente; (C) masa de la carga de ensayo, donde, las líneas punteadas (rojo) representan los rangos de referencia establecidos según métodos de referencia EPA 5G para la carga de ensayo según volumen de cámara de combustión (rango: 3,367 - 4,115 kg); y (D) contenido de humedad del lote de ensayo.

En cuanto a la humedad del combustible, se verifica que para ambas configuraciones los rangos reportados cumplen tanto con la exigencia normativa de un contenido de humedad inferior al 25% (NCh 2907 of. 2005), como con las indicaciones del método de referencia (CH-5G), obteniéndose medianas de 16,47% y 16,43% para LB y MPI respectivamente. A su vez, se observa una mayor replicabilidad entre ensayos independiente de la configuración con una diferencia porcentual entre medianas de -0,2% (Figura 21-D).

Para las variables de operación del túnel de dilución, en particular la velocidad del flujo (v_{gTD}) comprende uno de los parámetros de referencia que estructuran el método. Para los ensayos realizados se observa una diferencia de -5,3% entre configuraciones, indicando que los ensayos con MPI operaron con una velocidad del túnel levemente inferior (Tabla 8, Figura 22-A). Sin embargo, la comparación de v_{gTD} entre las configuraciones LB y MPI no mostró diferencias estadísticamente significativas, de acuerdo con la prueba U de Mann-Whitney ($U=19,00$; $Z=-0,286$; $p=0,836$), lo que indica ausencia de evidencia suficiente para sostener diferencias entre grupos en esta variable. Si bien el método de referencia, CH-5G y asociados, establece como mínimo una velocidad del orden de $3,67 \text{ (m s}^{-1}\text{)}$, el protocolo de quema modificado se desarrolló con el objeto de adaptar los procedimientos para el registro representativo del equipamiento de monitoreo en línea, en particular, para el monitoreo de partículas. En esta línea, la velocidad de muestreo en línea de material particulado (GRIMM 11-D) correspondió a $2,829 \text{ (m s}^{-1}\text{)}$, respecto a la cual, se obtienen razones de isocinetismo similares entre configuraciones. Para el caso de LB, los valores van desde 88,76% y 103,87% con una mediana de 89,48% (IQR=12,90), mientras que en el caso de MPI los valores van desde 88,03% y 101,80% con una mediana de 94,65% (IQR=11,12). Como referencia, el método EPA 5 considera como resultados aceptables aquellos con un ratio entre 90% y 110% (Figura 22-B).

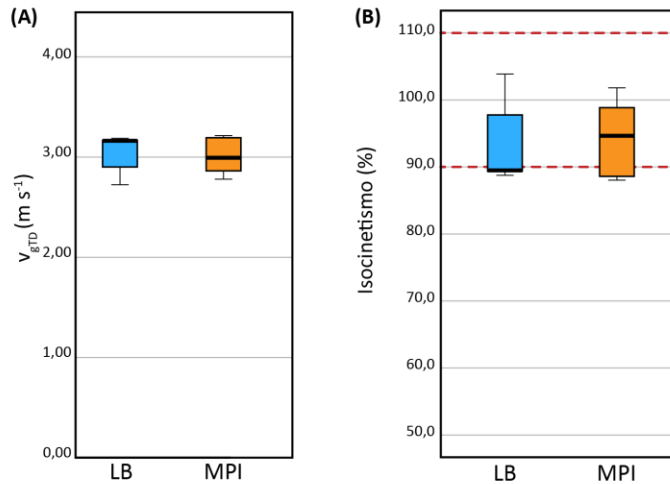


Figura 22. Gráficos de caja y bigotes de: (A) velocidad del gas en túnel de dilución, y (B) Ratio de isocinetismo asociado al monitoreo de material particulado en línea en túnel de dilución, donde las líneas punteadas en rojo, representan el criterio de aceptación de isocinetismo indicado en método de referencia EPA 5 (rango: 90-110%).

4.2. Variables operacionales

A continuación, se presentan resultados relativos a variables operacionales que describen el proceso de combustión como: temperaturas, duración, tasa de quemado y tiraje, registrados durante la ejecución de ensayos según protocolo de quema y focalizando el análisis sobre la subsección dos de la fase de ensayo.

4.2.1. Temperaturas

Al analizar los resultados de temperaturas, en primer lugar, se observa que la temperatura del gas al interior de la cámara de combustión (T_{gasIN}), registra mayores temperaturas en la configuración MPI respecto a la condición base, representando un 4,1% de aumento entre medianas. Se constata además que el registro de temperatura en MPI presenta una menor dispersión respecto a LB, con un IQR 30% menor que LB (Tabla 9), lo que indica que, a nivel descriptivo, la condición MPI se asoció a un régimen térmico interno más elevado y con menor dispersión que LB, no mostrando significancia estadística en base a la prueba U de Mann-Whitney a un nivel de confianza del 95% ($U = 10,00$; $Z = -1,283$; $p = 0,240$).

Tabla 9. Resumen descriptivo de variables operacionales de temperatura de gases y paredes interiores, agregadas por configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif.}_{(\text{MPI}, \text{LB})} \%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	Dif._(MPI, LB) %
Temperatura del gas interior	$T_{\text{gasIN}} (^{\circ}\text{C})$	609,0 (79,0)	633,8 (55,4)	4,1
Temperatura zona de ingreso aire primario	$T_{\text{aireIN}} (^{\circ}\text{C})$	427,0 (42,3)	455,5 (21,0)	6,7
Temperatura pared interior lateral derecha	$T_{\text{inLD}} (^{\circ}\text{C})$	467,8 (19,8)	433,3 (6,9)	-7,4*
Temperatura pared interior lateral izquierda	$T_{\text{inLI}} (^{\circ}\text{C})$	445,5 (44,9)	452,8 (10,0)	1,6
Temperatura promedio de paredes laterales interiores	$T_{\text{inL}} (^{\circ}\text{C})$	454,4 (32,7)	445,0 (7,7)	-2,1
Temperatura pared interior espalda	$T_{\text{inE}} (^{\circ}\text{C})$	480,0 (32,9)	479,0 (30,4)	-0,2

* *significancia estadística a un nivel de confianza de 95%, prueba U de Mann-Whitney, ($p < 0,05$).*

Por su parte, al observar el comportamiento dinámico de T_{gasIN} durante la ejecución de los ensayos (Figura 23), se constata que la incorporación de MPI en el hogar, produjo condiciones de mayor temperatura en relación a la condición base de forma sostenida durante la mayor parte de la ejecución de los ensayos.

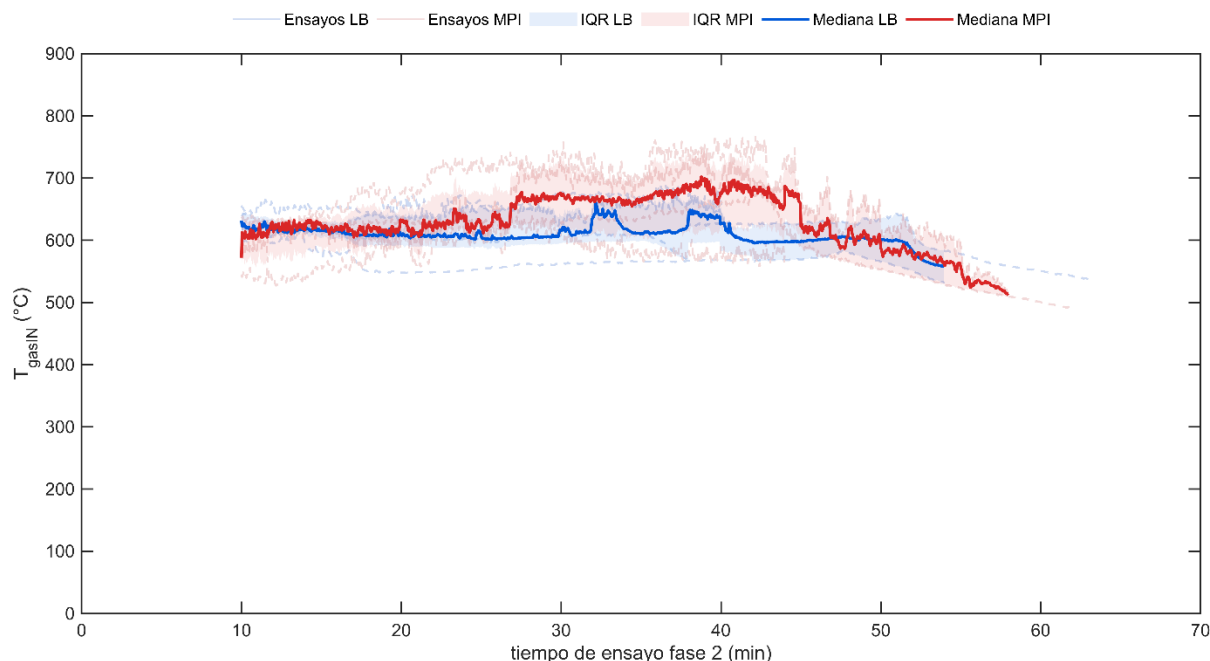


Figura 23. Evolución de serie temporal de la temperatura del gas al interior de la cámara de combustión según configuración de línea base (LB) en contraste con configuración con medios porosos inertes integrados (MPI). Líneas punteadas representan ensayos individuales, mientras que las curvas centrales representan la mediana instantánea de cada configuración junto con la representación del rango intercuartil (IQR) como medida de dispersión temporal (áreas sombreadas). La representación de medianas se restringe al intervalo temporal con al menos tres réplicas activas por configuración.

Por su parte, la temperatura promedio registrada en la zona de ingreso del aire primario al hogar de combustión (T_{aireIN}), fue mayor en un 6,7% para MPI respecto de LB, lo que se condice con un estado general de mayor temperatura durante la operación del calefactor con MPI integrados. Si bien dicha diferencia no representó significancia estadística, el comportamiento temporal de la variable durante el ensayo se condice con dicha afirmación descriptiva (Figura 24).

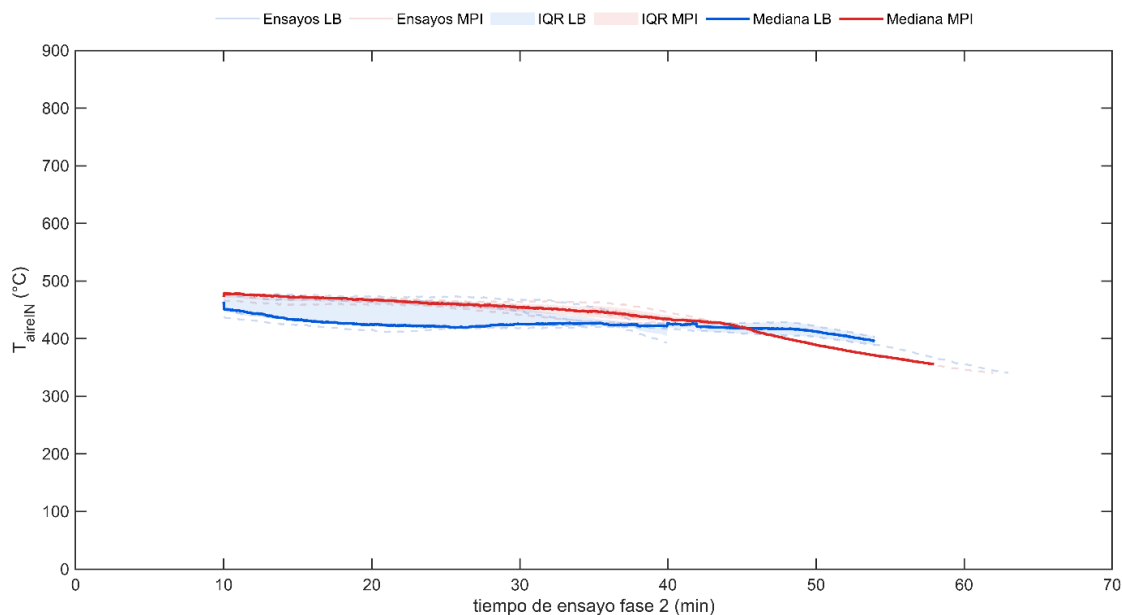


Figura 24. Series temporales correspondientes a la temperatura de la zona de ingreso de aire primario a la cámara de combustión, según tipo de configuración ensayada. Líneas punteadas representan ensayos individuales, mientras que las curvas centrales representan la mediana instantánea de cada configuración junto con la representación del rango intercuartil (IQR) como medida de dispersión temporal entre ensayos (áreas sombreadas). La representación de medianas se restringe al intervalo temporal con al menos tres réplicas activas por configuración.

En términos del comportamiento térmico de paredes interiores, se observa una alta asimetría en el comportamiento de paredes laterales (Tabla 9). Mientras la pared lateral derecha (T_{inLD}) registra una reducción relativa entre medianas de un -7,4% para MPI respecto de LB, la pared lateral izquierda (T_{inLI}), registra un aumento relativo de 1,6% bajo las mismas condiciones. Dichas diferencias reflejan las observaciones experimentales donde la dinámica de combustión al interior del hogar se comportó de forma variable y dependiente de factores no controlados como la distribución interna de los leños post ignición y cómo estos se degradan durante el avance del ensayo, observándose zonas de mayor temperatura por condiciones de llama de distribución espacial no homogénea u acumulación de brasas localizadas hacia un lado u otro respecto al eje de simetría de la cámara de combustión. Dicha condición de asimetría pronunciada debe considerarse al momento de interpretar los resultados agregados de paredes laterales internas (T_{inL}).

En consecuencia, la reducción relativa entre medianas de T_{inL} para el caso de MPI respecto de LB, no se considera representativa, alcanzando una magnitud cercana al 2% (Tabla 9).

Adicionalmente, se debe considerar las diferencias en el montaje de termopares asociados al monitoreo de temperatura de paredes interiores y qué interpretación física se da a los registros. En el caso de LB, los termopares fueron insertos al interior de los bloques de vermiculita, por lo que el sensor se encontró aislado de la exposición a flujos de gas y/o aire, además de estar expuesto al calor irradiado y conducido por dicho material aislante. En contraste, la configuración MPI, consideró el montaje de termopares en la misma zona al interior de la cámara, pero mediante la inserción del bulbo al interior de un poro dentro de la matriz inerte, zona que, a su vez, interactúa directamente con el flujo de aire secundario que participa del proceso de combustión. Bajo dichas condiciones, el sensor se encuentra expuesto a condiciones de transferencia radiativa desde el MPI, junto con mecanismos de convección dada la afluencia de flujo. En proximidad a dicha zona, confluyen tanto el flujo de aire secundario desde el exterior hacia el interior de la cámara, como de gases de combustión generados durante el proceso.

En esta línea, los registros de temperatura de paredes laterales (derecha e izquierda) con MPI al interior del hogar, pueden interpretarse como una aproximación descriptiva de la temperatura de la zona a través de la cual ingresa el aire secundario a la cámara. En este contexto, al contrastar dichos registros respecto de la temperatura de la zona de ingreso de aire primario (T_{aireIN}), destaca la similitud en las magnitudes, mostrando una diferencia entorno a un 2%, con valores de 455,0 °C (IQR=21,0) para la zona de ingreso de aire primario y 445,0 °C (IQR=7,7) para la zona de ingreso de aire secundario (Tabla 9). Por tanto, se observa que el diseño propuesto de integración de MPI, eleva la temperatura del aire secundario a niveles próximos a los registrados para la zona de ingreso de aire primario, por lo que podría inferirse que se produce un efecto de precalentamiento que podría favorecer la calidad del proceso de combustión.

Respecto al comportamiento de la pared posterior (espalda, T_{inE}), no se observan alteraciones respecto a las condiciones de temperatura, registrando una diferencia relativa entre medianas de

-0,2% en el caso de MPI respecto a LB. Esto, en parte dado que, en ambas configuraciones, la pared posterior no sufre modificaciones, mostrando que la redistribución de calor al interior de la cámara de combustión se focaliza sobre las paredes laterales.

En cuanto a las temperaturas de paredes exteriores (Tabla 10), destaca el aumento relativo de 18,8% en la temperatura de las paredes laterales bajo configuración MPI respecto de la condición base, mostrando una menor dispersión de datos con un IQR 50% menor respecto a LB. En términos estadísticos, la comparación entre configuraciones mediante la prueba U de Mann-Whitney evidenció diferencias significativas entre configuraciones a un nivel de confianza de 95% ($U = 0,00$; $Z = -2,882$; $p = 0,002$), indicando una separación ordinal completa entre grupos, como se observa en Figura 25-A.

Tabla 10. Resumen descriptivo de variables operacionales de temperatura paredes exteriores y gases, agregadas por configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif.}_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	Dif. _(MPI, LB) %
Temperatura paredes exteriores laterales	T_{outL} (°C)	303,5 (20,5)	360,5 (10,0)	18,8*
Diferencia de temperaturas interior y exterior de paredes laterales	ΔT_L (°C)	145,1 (45,1)	89,0 (5,5)	-38,7*
Temperatura pared exterior espalda	T_{outE} °C	261,0 (30,3)	254,5 (10,5)	-2,5%
Diferencia de temperatura interior y exterior, pared posterior espalda	ΔT_E (°C)	223,3 (24,0)	221,3 (20,1)	-0,9%
Temperatura del gas a la salida del calefactor	T_{gasOUT} (°C)	384,1 (43,7)	361,0 (73,2)	-6.0

* significancia estadística a un nivel de confianza de 95%, prueba U de Mann-Whitney, ($p < 0,05$).

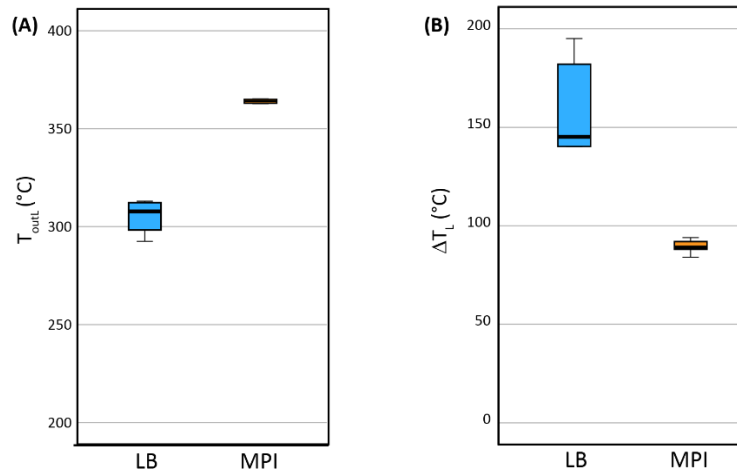


Figura 25. Resultados según configuración de ensayo para: (A) temperaturas de paredes laterales exteriores al calefactor; y (B) diferencia de temperatura de paredes laterales interiores y exteriores.

Al observar el comportamiento de la diferencia de temperatura entre paredes interiores y exteriores, y en particular, la diferencia sobre las paredes laterales del calefactor (ΔT_L), destaca una marcada diferencia entre configuraciones, con MPI registrando valores sistemáticamente inferiores respecto de la configuración base, resultando en una reducción relativa entre medianas de -38,7%. Dicha diferencia mostró significancia estadística a un nivel de confianza de 95% con separación completa entre los rangos de ambas configuraciones (U de Mann–Whitney: $U = 0,00$; $Z = -2,887$, $p = 0,002$), como se observa en Figura 25-B.

La menor caída de temperatura a través de las paredes laterales, observada bajo configuración MPI, puede relacionarse por la menor resistencia térmica que comprende el reemplazo de vermiculita (material aislante) por el medio poroso inerte (material de mayor conductividad), al mantener el diseño original del calefactor en cuanto a materialidad y espesor de paredes laterales estructurales. La característica de mayor conductividad térmica propia del MPI, favorece la transferencia de calor focalizada a través de las paredes laterales de la cámara, lo que se condice con un diferencial de temperatura menor en contraste al comportamiento térmico de las paredes bajo la configuración de mayor superficie interna aislante. Dicho atributo de la configuración MPI, sugiere una mayor disponibilidad de energía útil para calefacción, a la vez de sostener mayores

temperaturas del gas interior que generarían condiciones más propicias para el desarrollo de una combustión más eficiente en términos de emisiones.

Este aspecto es relevante, dado que la experiencia empírica relativa al diseño de hogares de combustión por parte de la empresa colaboradora (BOSCA Chile), advierte de la necesidad de establecer un equilibrio entre las superficies aislantes (paredes de acero cubiertas de placas de vermiculita) y superficies conductoras (superficies de acero sin cobertura aislante), de forma de permitir la transferencia de calor desde la cámara hacia el exterior y favorecer la eficiencia térmica, versus, incorporar material aislante que sostenga condiciones de temperatura interior que permitan el desarrollo de una combustión de leña bajo niveles de emisión de contaminantes aceptables según normativa. En este contexto, el prototipo calefactor con MPI incorporados al interior del hogar de combustión, evidencia la disposición de mayor energía para la calefacción del ambiente circundante, sin sacrificar el régimen térmico interior al sostener mayores temperaturas del gas en la cámara.

Por su parte, la pared posterior externa (espalda del calefactor, T_{outE}), no mostró diferencias significativas entre configuraciones, manteniendo valores en torno a 257 °C con una diferencia relativa entre medianas de -2,5%. En particular, la configuración MPI registró menor dispersión de datos durante los ensayos, con un IQR en torno a un tercio menor respecto a la condición base. Misma tendencia se observa respecto de la diferencia de temperatura interior y exterior de la pared posterior del calefactor (ΔT_E), mostrando una diferencia entre configuraciones menor al 1% y niveles de diferencia de temperatura de pared interior y exterior del orden de 220 °C.

Desde una consideración de seguridad, si bien la configuración MPI resulta en un aumento entre medianas de 57 °C en las superficies exteriores del calefactor, se deberá evaluar de forma experimental y según protocolos de certificación en base al aumento de temperatura de paredes circundantes (protocolo PC-200, triedro), si los valores de temperaturas de superficies exteriores del calefactor MPI implican limitaciones en cuanto a su implementación en contexto residencial.

Sin embargo, es posible aproximar en términos teóricos simplificados, que un aumento de temperatura superficial de 303 °C a 360 °C implicaría un incremento aproximado de 45,8% en el calor por radiación emitido por la superficie por unidad de área.

Por su parte, los registros de temperatura del gas a la salida del calefactor (T_{gasOUT}), indicaron una reducción relativa entre medianas de -6,0% para MPI respecto de LB, pasando de 384,1 °C a 361,0 °C en términos descriptivos, no resultando en una diferencia estadísticamente significativa a un nivel de confianza de 95% (U de Mann–Whitney: $U = 11,00$; $Z = -1.121$, $p = 0,310$). Considerando que la configuración MPI registró mayores temperaturas del gas al interior de la cámara (+4,1%), junto con una mayor temperatura en paredes laterales externas (+18,6%), y el hecho de además, registrar una menor temperatura del gas a la salida del calefactor (-6,0%), en principio sugiere una redistribución de energía térmica que favorece un mejor aprovechamiento del calor para calefacción. Dicha concatenación se sustenta en el análisis conjunto de dichas variables (Figura 26).

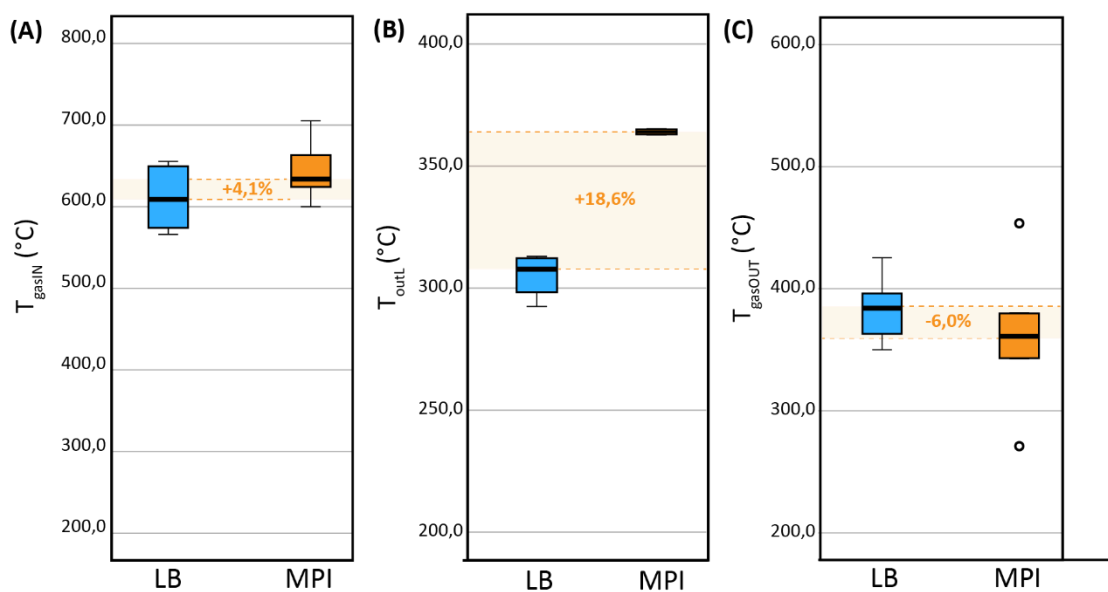


Figura 26. Resultados comparados de: (A) temperatura del gas al interior del hogar de combustión; (B) temperatura promedio de paredes laterales exteriores; y (C) temperatura del gas a la salida del calefactor según configuración.

Al analizar el comportamiento dinámico de los registros de temperatura del gas a la salida del calefactor, T_{gasOUT} , se observa que bajo configuración base, las temperaturas conservan una tendencia más estable durante la ejecución de los ensayos con valores mayores respecto a MPI. Por su parte la configuración con MPI, mantiene menores temperaturas de gases a la salida del calefactor de forma sostenida en el tiempo, pero con una tendencia de decaimiento más pronunciada (Figura 27).

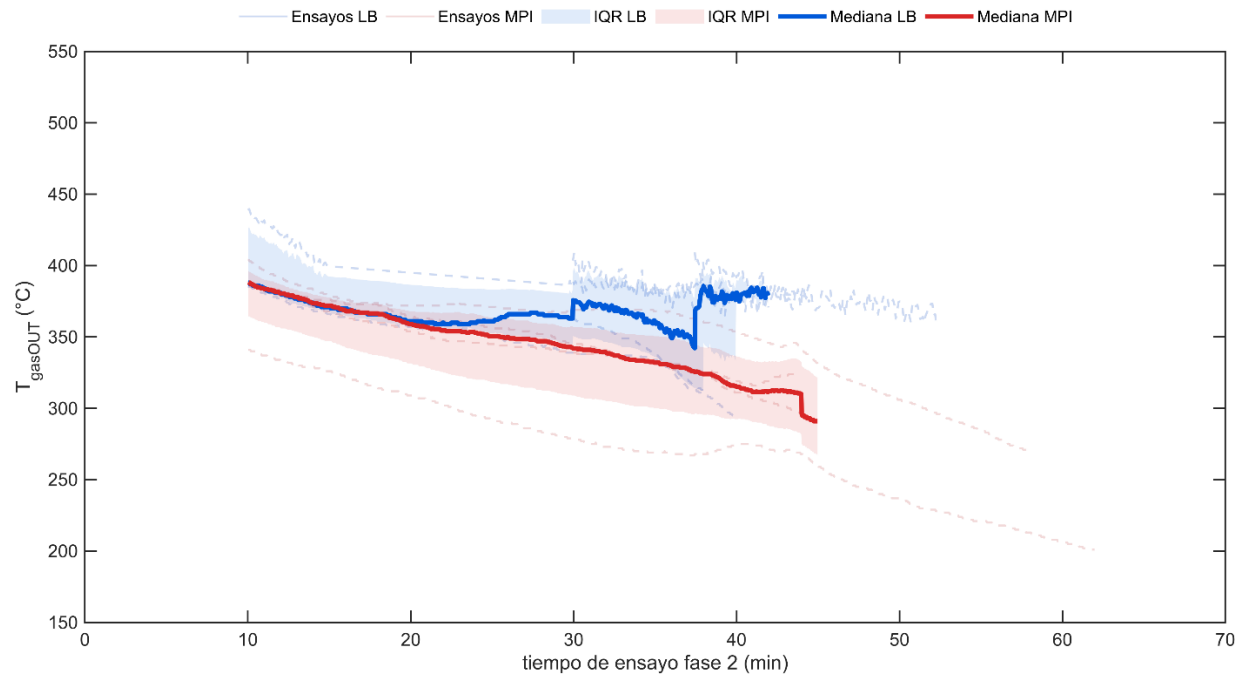


Figura 27. Series temporales correspondientes a la temperatura del gas a la salida del calefactor, según tipo de configuración ensayada. Líneas punteadas representan los ensayos individuales, mientras que las curvas centrales representan la mediana instantánea de cada configuración junto con la representación correspondiente del rango intercuartil (IQR) como medida de dispersión (áreas sombreadas). La representación de medianas se restringe al intervalo temporal con al menos tres réplicas activas por configuración.

En términos globales, se observa que los registros temporales de las demás variables de temperaturas obtenidos para la caracterización del calefactor (Figuras 23 y 24), no reflejan efectos dinámicos pronunciados durante la fase monitoreada independiente de la configuración, manteniendo tendencias relativamente estables en el tiempo. Por tanto, en términos dinámicos, los resultados no permiten inferir efectos sobre la homogeneidad temporal de los registros atribuibles

la incorporación de MPI durante el ensayo. Esto, se corresponde con que el periodo de monitoreo considerado en el estudio responde a un proceso de combustión ya en curso (post-ignición), sosteniéndose hasta el criterio de término de ensayo cuando la carga caracterizada de leña es consumida (0 kg), por lo que el monitoreo no se extiende a la fase final de humos. En este contexto, no se espera que los registros capten fases marcadas en términos de la evolución de la combustión (encendido, fase de humos), centrándose la caracterización en la fase de llama. Por tanto, los resultados obtenidos no permiten concluir respecto a efectos dinámicos que consideren un ciclo completo de operación o ciclos sucesivos de operación del calefactor. En esta línea, se sugiere como mejora futura, el caracterizar la operación de la configuración MPI propuesta, bajo un protocolo de quema más completo en términos de número sucesivo de ensayos, y el monitoreo de la fase de encendido (en frío y en caliente) junto con la fase de humos y enfriamiento.

4.2.2. Duración de ensayo, tasa de quemado y tiraje

Los ensayos realizados bajo configuración MPI registraron una menor duración total, con una diferencia relativa entre medianas de -8,0% respecto de LB (Tabla 11). Al observar el comportamiento de la duración de la subfase 2, se mantiene la tendencia de menor duración en el caso MPI, mostrando una menor diferencia relativa entre medianas (-5,5%) respecto de la duración total. Ello sugiere una tendencia descriptiva hacia una duración menor en configuración MPI, lo que se condice con el supuesto inicial de que el potencial de intensificación de los mecanismos de transferencia de calor que generaría la integración de MPI al interior el hogar, produciría una degradación más rápida del combustible. Sin embargo, la variable no mostró diferencias estadísticamente significativas a un nivel de confianza de 95% al contrastar las configuraciones LB y MPI (Figura 28 Ay B), de acuerdo con la prueba U de Mann-Whitney, ($U=18,50$; $Z=0,362$; $p=0,731$).

Tabla 11. Resumen descriptivo de variables operacionales de duración de ensayo, tasa de quemado y tiraje, agregadas por configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif}_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$\text{Dif}_{(MPI, LB)}\%$
Duración total del ensayo	Duración _E	00:50:00 (00:22:00)	00:46:01 (00:14:45)	-8,0
Duración ensayo, subfase 2	Duración _{ESF2} (h)	0,61 (0,25)	0,57 (0,26)	-5,5
Tasa de quemado, subfase 2	BR _{sF2} (kg h ⁻¹)	2,54 (0,81)	2,93 (0,87)	15,5
Tiraje, subfase 2	Draft _{sF2} (Pa)	-16,92 (9,94)	-24,45 (14,13)	45,5

Respecto a las tasas de quemado, se observa una diferencia relativa entre medianas de 15,5%, indicando que la incorporación de MPI tiende a generar condiciones de un mayor consumo de combustible por hora de operación, siendo consistente con los resultados de menor duración de ensayo (Tabla 11, Figura 28-C). Si bien dicha diferencia no satisface una significancia estadística según la prueba U de Mann-Whitney ($U = 19,00$; $Z = -0,286$; $p = 0,836$), en términos descriptivos, la diferencia entre las medianas entre configuraciones sugiere que la configuración MPI consumiría 390 g más de leña por hora de operación, lo que representa aproximadamente entre un 10%-11% de la carga de ensayo. Si bien un mayor consumo de leña por hora de operación se traduce en un mayor costo por demanda de combustible, el análisis debe considerar a su vez, el efecto de la redistribución de energía térmica tendiente hacia la disponibilidad de mayor energía para calefacción, y si este atributo de la configuración MPI, podría compensar dicho aumento en el consumo de leña por hora. Una configuración más eficiente térmicamente, podría incidir en la reducción de las horas de demanda de calefacción, lo que podría equilibrar u compensar el aumento observado en el consumo horario de combustible del prototipo.

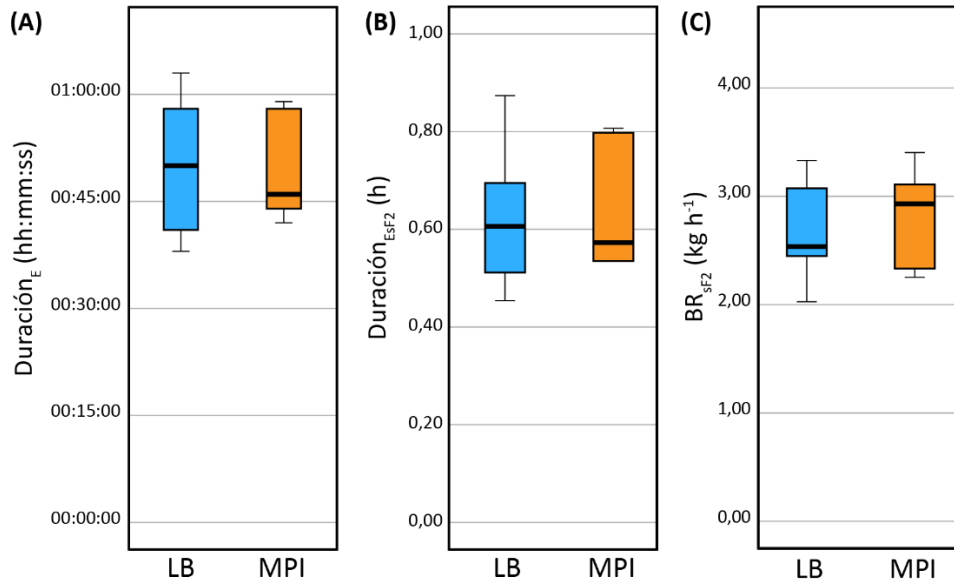


Figura 28. Resultados comparados de variables operacionales según configuración: (A) duración total del ensayo; (B) duración de subfase 2; y (C) tasa de quemado.

Al analizar de forma comparada las series temporales de pérdida de masa de carga de ensayo (Figura 29), se observa en ambos casos, una alta dispersión de datos y una proximidad entre medianas instantáneas entre ambas configuraciones, lo que resulta consistente con la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre tasa de quemado y duración. En términos descriptivos ambas configuraciones presentan pendientes de decaimiento similares y un marcado solapamiento entre rangos de dispersión (IQR). En principio, estas observaciones sugieren que, bajo las condiciones evaluadas, no es posible establecer diferencias concluyentes en la dinámica de pérdida de masa entre LB y MPI, por lo que se requiere un mayor número de ensayos para robustecer el análisis.

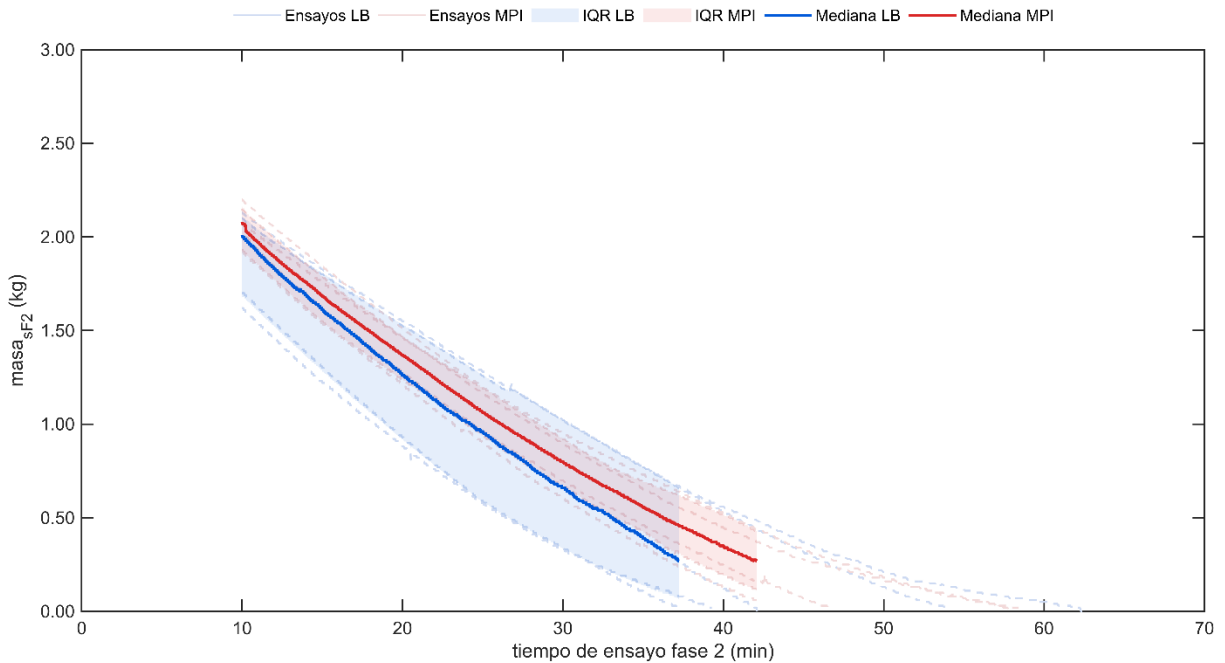


Figura 29. Series temporales correspondientes a la pérdida de masa de carga de ensayo, según configuración. Líneas segmentadas representan ensayos individuales, mientras que las curvas centrales representan la mediana instantánea de cada configuración junto con la representación correspondiente del rango intercuartil (IQR) como medida de dispersión (áreas sombreadas). La representación de medianas se restringe al intervalo temporal con al menos tres réplicas activas por configuración.

Por su parte, el tiraje medido durante los ensayos presentó una mayor diferencia porcentual entre configuraciones (45,5%), marcando un contraste con las demás variables operacionales analizadas. En configuración base, el tiraje fluctuó entre -28,41 Pa y -14,11 Pa con una mediana de -16,92 Pa (IQR = 9,94), mientras que en configuración MPI, los valores comprenden un rango entre -31,89 Pa y -15,50 Pa, con una mediana de -24,45 Pa (IQR=14,13) (Tabla 11, Figura 30-A). En términos descriptivos, la configuración MPI presentó valores de tiraje más negativos y una mayor dispersión respecto de LB. Sin embargo, la prueba U de Mann-Whitney no evidenció diferencias estadísticamente significativas entre configuraciones ($U = 6,00$; $Z = -1,358$; $p = 0,222$), sugiriendo que la variabilidad intragrupo no permite atribuir el cambio exclusivamente al efecto del MPI.

Al cruzar dicha tendencia de aumento del tiraje con los resultados de temperatura, y en particular, considerando que la configuración MPI presentó menores temperaturas del gas a la salida del calefactor, en principio se advierte un comportamiento contraintuitivo. Esto, ya que, dado que la configuración MPI registró temperaturas de gases de escape inferiores a la configuración base, la densidad de dichos gases es mayor. Un gas más denso reduce el diferencial de densidad con el aire exterior, lo que teóricamente debería disminuir la fuerza motriz del tiro natural en comparación con una condición de gases más calientes (LB). Por consiguiente, el registro de presiones estáticas más negativas en ducto primario en la configuración MPI resulta contraintuitivo desde la perspectiva puramente térmica. En este contexto, los resultados sugieren que el tiraje no estaría determinado únicamente por la temperatura de salida, sino también por otros factores fluidodinámicos y/o operacionales del sistema, por lo que se procedió a revisar la dependencia de los registros de tiraje respecto al equipamiento y el montaje experimental utilizado.

En primer lugar, cabe señalar que el método de referencia CH-28 (EPA 28) que caracteriza la operación en base a túnel de dilución, establece como objetivo que la configuración del túnel no interfiera con la operación natural del calefactor sujeto a ensayo. El túnel está diseñado en base a una campana de recolección total del flujo pero que no está conectada directamente con el ducto primario, por lo que no existe una incidencia directa sobre las condiciones de flujo en chimenea. A su vez, el protocolo establece una verificación respecto a que la operación del túnel no debe inducir tiraje sobre el calefactor apagado. En este contexto, el método en vez de generar condiciones de tiraje controlado busca estandarizar la altura de la chimenea de forma de que el tiraje natural sea comparable entre ensayos. Considerando que los ensayos se realizaron bajo mismas condiciones de ducto primario (6" de diámetro y altura de 4,6 m), y bajo condiciones ambientales comparables, si la temperatura del gas producto fue menor bajo configuración MPI, ello implica una menor densidad que tendería a favorecer el escape y por ende, generaría una menor diferencia de presión con el exterior, resultando en una reducción relativa del tiraje en comparación con una condición de gas a mayor temperatura (configuración LB).

En este contexto, al revisar los procedimientos y bases de datos a partir de los cuales se obtiene el tiraje, se observa un sesgo instrumental que podría relacionarse con las tendencias registradas en la variable según configuración. En términos de instrumentación y esquema temporal asociado a la ejecución de los ensayos (Tabla 12), resulta que parte importante de los ensayos en configuración base consideraron el registro de la variable en base a la lectura de presión estática en barómetros electrónicos acoplados al tablero de control del túnel de dilución. En contraste, la mayor parte de los ensayos realizados bajo configuración MPI, consideraron la determinación del tiraje a partir del registro temporal entregado por el equipo analizador de gases en línea acoplado en ducto primario (Testo 330). Si bien ambas tomas de muestra los instrumentos se instalaron a una misma distancia respecto del collarín del calefactor y en posiciones enfrentadas en el ducto primario, los principios de transducción y procesamiento de señales en cada caso pueden diferir entre equipos.

Tabla 12. Secuencia de ejecución de ensayos según configuración y equipamiento asociado a la caracterización de tiraje en ducto primario. QUEi corresponde al código secuencial para la identificación de ensayos.

	Barómetro en tablero túnel de dilución				Analizador Testo 330			
LB	QEU4	QEU5	QEU6	QEU7	QEU20	-	-	-
MPI	QEU10	QEU11	-	-	QEU13	QEU14	QEU15	QEU16

Al analizar el comportamiento de los registros de tiraje agrupados según el equipamiento utilizado para su cuantificación (barómetro en tablero vs. analizador de gases), se observan una tendencia similar a la obtenida para el análisis de tiraje según configuración (Tabla 13, Figura 30-B), obteniendo una diferencia relativa entre medianas de 83,3% al contrastar el caso del uso de barómetro en tablero, respecto del registro en base a equipo analizador Testo 330. Al evaluar la significancia de la diferencia entre grupos mediante prueba U de Mann-Whitney, se constata que la agrupación sí muestra diferencias estadísticamente significativas según equipamiento utilizado ($U = 1,00$; $Z = -2,402$; $p = 0,016$). Ello sugiere que el análisis del tiraje según configuración se

encuentra determinado con mayor fuerza respecto al equipamiento utilizado que según la configuración evaluada, lo que limita la interpretación del comportamiento físico de la variable.

En consecuencia y base a los antecedentes presentados, se concluye que los datos obtenidos de tiraje no garantizan representatividad respecto del comportamiento de los ensayos, por lo que no se incluyen para el análisis comparado entre configuraciones. Dada la importancia de la medición de tiraje, este punto comprende un aspecto relevante a mejorar en futuros estudios.

Tabla 13. Contraste descriptivo de resultados de tiraje, agregados según equipamiento utilizado para su medición, y según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana (Dif.%).

Variable	Abreviación	Barómetro tablero	Testo 330	Dif. _(Barómetro, Testo330) %
Tiraje, subfase 2	Draft _{sF2} (Pa)	-15,50 (4,20)	-28,41 (9,66)	83,3*

Variable	Abreviación	LB	MPI	Dif. _(MPI, LB) %
Tiraje, subfase 2	Draft _{sF2} (Pa)	-16,92 (9,94)	-24,45 (14,13)	45,5

* significancia estadística a un nivel de confianza de 95%, prueba U de Mann-Whitney, ($p < 0,05$).

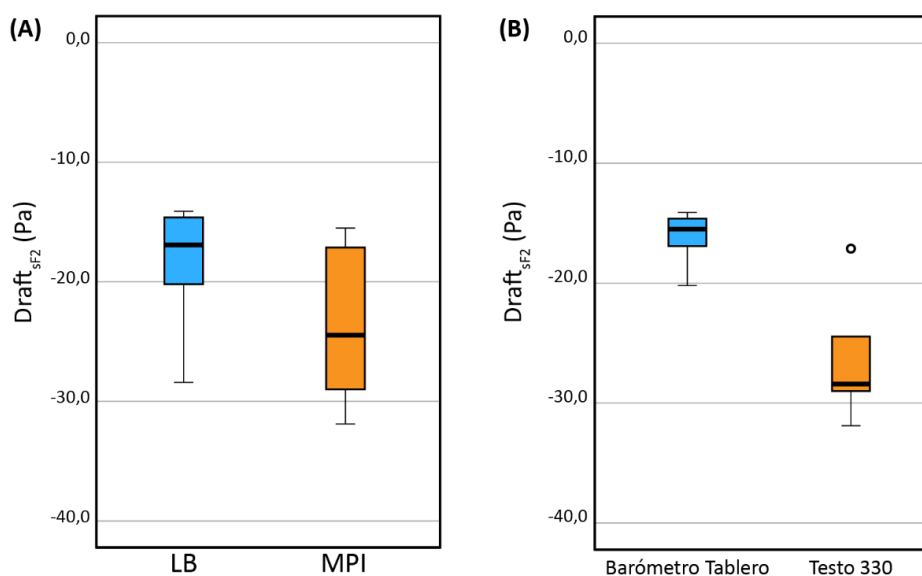


Figura 30. Resultados de tiraje agrupados según: (A) configuración de ensayo; y (B) según equipamiento utilizado para su cuantificación.

4.3. Eficiencia térmica

La configuración MPI alcanzó una eficiencia térmica (η) de 66,9% bajo las condiciones de ensayo, lo que representa un incremento relativo entre medianas de 23,3% respecto a la configuración base (Tabla 14). Dicho aumento en la eficiencia se condice con los resultados del análisis térmico operacional, el cual evidenció una redistribución de calor focalizada hacia una mayor transferencia de calor a través de paredes laterales y exteriores del calefactor, confirmando que la integración de MPI al interior del hogar de combustión resulta en un aprovechamiento de calor más eficiente respecto a la configuración base.

Tabla 14. Resumen descriptivo de resultados de eficiencia y potencia térmica, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif.}_{(MPI, LB)} \%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	Dif. _(MPI, LB) %
Eficiencia térmica.	η (%)	54,3 (24,5)	66,9 (-) ^a	23,3
Pérdidas por calor sensible en gases.	q_a (%)	40,1 (26,4)	29,5 (-) ^a	-26,5
Pérdidas por combustión incompleta en gases.	q_b (%)	7,7 (6,1)	4,4 (-) ^a	-43,2
Potencia térmica total.	P (kW)	6,6 (4,7)	11,0 (-) ^a	66,9

^a comprende tres réplicas con series de datos completos para configuración MPI.

En términos de potencia térmica total, el prototipo MPI mostró una mayor capacidad comparada de entrega de calor, registrando una diferencia relativa entre medianas de 66,9% respecto de LB. Los atributos de mayor eficiencia, sumado a una potencia térmica elevada, sugieren que el prototipo con MPI integrados no solo consume el combustible de forma más efectiva, sino que tiene la capacidad de calefaccionar espacios de mayor volumen o alcanzar la temperatura de confort en tiempos reducidos, mejorando la respuesta dinámica del sistema.

Por su parte, al analizar el comportamiento de las pérdidas de calor en cada configuración, se evidencian mecanismos de acción diferenciados que permiten indagar respecto al efecto de la integración de MPI sobre la optimización del desempeño global. En primer lugar, las pérdidas por calor sensible (q_a) registran una reducción en base a diferencia relativa entre medianas de 26,5%, pasando de representar un 40,1% de la energía en configuración base, a un 29,5% bajo configuración MPI (Figura 31). Este comportamiento es consistente con la disminución del 6,0% en T_{gasOUT} . Físicamente, esto indica que las propiedades termofísicas del MPI, junto con el diseño de su integración a la cámara, intensifican la transferencia de calor hacia las paredes del calefactor, permitiendo una recuperación más efectiva de la energía de los gases antes de su expulsión por la chimenea.

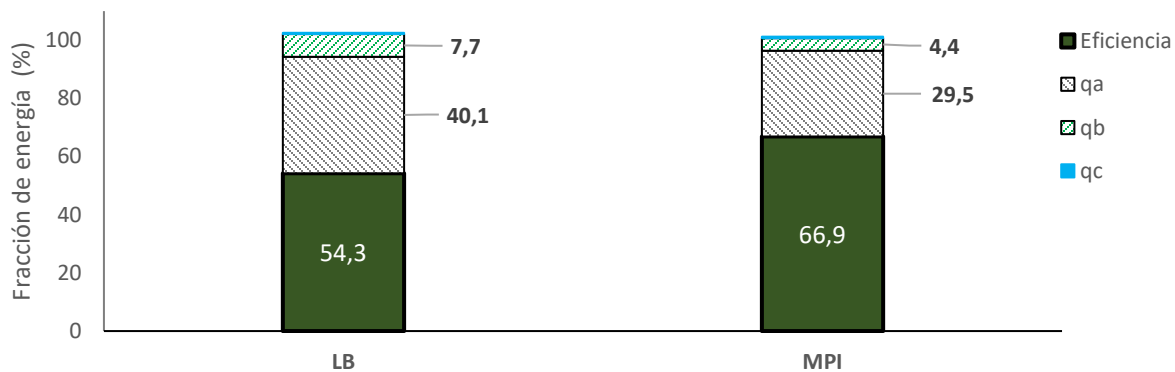


Figura 31. Resultados de eficiencia térmica y proporcionalidad de pérdidas según configuración. Cálculo de eficiencia en base a método EN16510:2022.

Por su parte, las pérdidas por combustión incompleta (q_b) muestran una marcada reducción de 43,2%, pasando de representar un 7,7% en configuración base, a un 4,4% en configuración MPI. Dado que el contenido de humedad del combustible de ensayo no varió de forma importante entre configuraciones ($\text{Dif.}_{(\text{MPI, LB})} \% = -0,2\%$), esta disminución no puede atribuirse mayormente a variaciones en la carga de agua a evaporar, sino más bien, sugiere una mejora en el rendimiento de combustión durante el proceso. En esta línea, mientras menos completa sea la oxidación del combustible, menor será la conversión de energía química a energía útil para calefacción. De esta

forma, un mayor q_b en configuración LB, sugiere que una mayor fracción de energía abandona el sistema en la forma de especies química como CO, H₂, e hidrocarburos no combustionados.

La reducción en q_b bajo configuración MPI, puede relacionarse con mejoras en la oxidación mediante condiciones de temperatura mayores y sostenidas además de generar una mayor turbulencia en el ingreso de aire secundario producto de la porosidad de la matriz inerte, lo que favorecería la mezcla entre oxidante y compuestos combustibles. De esta forma, la configuración MPI, favorece condiciones para el mejor aprovechamiento de la energía química y su conversión en calor sensible utilizable. En conjunto, estos resultados demuestran que la tecnología MPI no solo recupera con mayor eficacia el calor generado (-26,5% en q_a), sino que maximiza la liberación de energía del combustible al eliminar las pérdidas asociadas a la combustión incompleta (-43,2% en q_b).

4.4. Emisiones

4.4.1. Gases

Los resultados de concentración másica promedio de contaminantes gaseosos, mostró diferencias descriptivas entre configuraciones, registrando menores concentraciones de CO, H₂ e hidrocarburos (HC) asociados a diferencias relativas entre medianas de -15,6%, -7,4% y -10,3% respectivamente, mientras que los óxidos de nitrógeno (NO_x) registraron un aumento descriptivo de 74,4% para configuración MPI respecto a la condición base. En particular, las concentraciones de CO disminuyeron desde 4.666 mg Nm⁻³ en LB, hasta 3.937 mg Nm⁻³ en configuración MPI. Las concentraciones de H₂ se redujeron de 56 a 52 mg Nm⁻³, mientras que los HC disminuyeron desde 1.269 hasta 1.139 mg Nm⁻³. Las concentraciones de NO_x registraron un aumento en concentración de 26 a 45 mg Nm⁻³ (Figura 32).

Desde un punto de vista descriptivo, este comportamiento sugiere que la configuración MPI podría haber favorecido condiciones comparativamente más propicias hacia una combustión más completa, lo que se manifiesta en una reducción en la concentración de compuestos asociados a

oxidación incompleta, como CO, H₂ y HC, junto con un aumento de NO_x. Sin embargo, cabe señalar que estas diferencias relativas no presentaron significancia estadística según la prueba U de Mann–Whitney ($p > 0,05$).

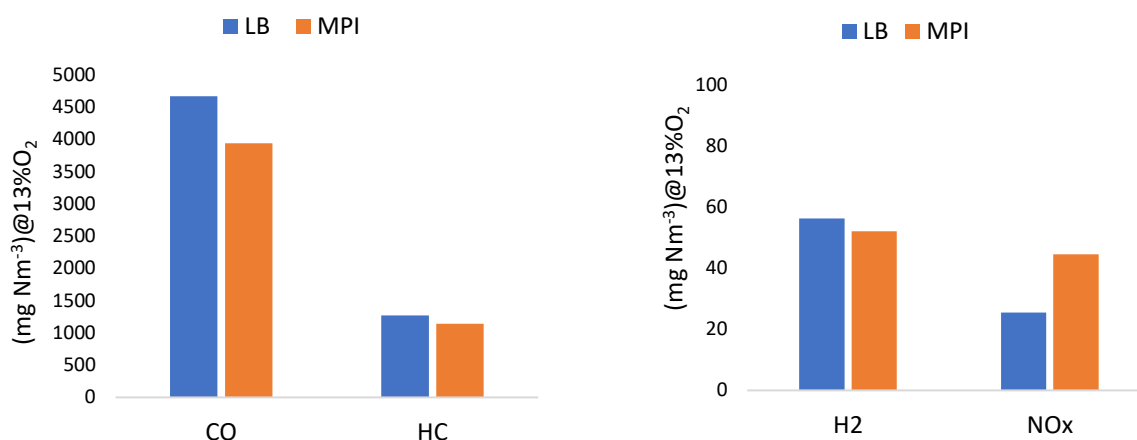


Figura 32. Resultados de concentración másica de emisiones gaseosas según configuración, de monóxido de carbono (CO), hidrocarburos (HC), hidrógeno (H₂) y óxidos de nitrógeno (NO_x). Concentraciones másicas promedio registradas durante la ejecución de ensayos, obtenidas según norma EN16510:2022.

Los factores de emisión másicos (EF_m) obtenidos según configuración se presentan en Tabla 15. En términos descriptivos, se registran reducciones del orden de un 30% en las emisiones de CO e H₂ por kg de leña, mientras que se constata un incremento relativo entre medianas de 6,6% en CO₂. Los resultados de reducción en el EF_m de CO sumado al incremento en el EF_m de CO₂ para configuración MPI respecto de LB, sugiere que una incidencia del diseño con MPI integrados sobre la calidad de la combustión, lo que podría atribuirse a la redistribución de calor observada en configuración MPI según análisis comparado de temperaturas.

Tabla 15. Resumen descriptivo de resultados de factores de emisión másicos de gases, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif.}_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$\text{Dif.}_{(MPI, LB)}$ %
Factor de emisión másico CO	EF_mCO (g kg ⁻¹)	36,4 (28,0)	25,2 (-) ^a	-30,9
Factor de emisión másico H ₂	EF_mH_2 (g kg ⁻¹)	0,46 (0,67)	0,30 (-) ^a	-33,8
Factor de emisión másico NO _x	EF_mNO_x (g kg ⁻¹)	0,25 (0,56)	0,42 (-) ^a	67,1
Factor de emisión másico HC	EF_mHC (g kg ⁻¹)	11,7 (12,4)	11,9 (-) ^a	1,5
Factor de emisión másico CO ₂	EF_mCO_2 (g kg ⁻¹)	426,6 (144,7)	454,9 (-) ^a	6,6

^a comprende tres réplicas con series de datos completos para configuración MPI.

Por su parte, el aumento en el EF_mNO_x resulta consistente con el aumento en las concentraciones másicas promedio durante los ensayos. Si bien el aumento relativo entre medianas para MPI resultó del orden de 67% respecto a la condición base, cabe destacar que las magnitudes registradas de 0,25 g kg⁻¹ para LB y 0,42 g kg⁻¹ para MPI, resultan relativamente bajas en comparación con antecedentes relativos a emisiones provenientes de calefactores a leña, donde se han reportado EF_mNO_x en fase de llama del orden de 0,535 a 0,793 g kg⁻¹ (Ghorashi & Khandelwal, 2023).

En este contexto, una mayor emisión de NO_x en configuración MPI podría reflejar una mayor intensidad de la fase de llama, condición bajo la cual la formación de óxidos de nitrógeno tiende a incrementarse por aumento en el rendimiento de oxidación del nitrógeno orgánico contenido en el combustible. En calefactores de escala residencial, la formación de NO_x se ve dominada principalmente por el contenido de nitrógeno en el combustible, siendo un proceso altamente determinado por efectos cinéticos (Glarborg et al., 2003). En configuración MPI, la intensificación de la turbulencia en el ingreso de aire secundario a la cámara favorece una mayor disponibilidad de oxígeno que favorece una oxidación rápida y eficiente de compuestos volátiles. Sin embargo, estas condiciones altamente oxidativas favorecen cinéticamente la ruta de conversión de los

precursores de nitrógeno del combustible, como cianuro de hidrógeno (HCN) y amoníaco (NH₃), hacia NO en detrimento de las rutas de reducción que formarían nitrógeno diatómico (N₂) (Glarborg et al., 2003). Por tanto, el incremento de EF_m NO_x en la configuración MPI puede interpretarse como un indicio de condiciones locales más oxidativas lo que se condice con los registros de mayor temperatura del gas al interior de la cámara de forma sostenida durante los ensayos (T_{gasIN,MPI} = 634 °C) en comparación con la configuración LB.

En cuanto a las tasas de emisión, se registran reducciones de -28,9% y -25,4% en las tasas de CO e H₂ respectivamente (Tabla 16), lo que se condice con la tendencia de disminución mostrada tanto en concentraciones como en factores de emisión máscicos para ambos gases. Por su parte, la tasa de emisión de CO₂ registra un aumento relativo entre medianas de 14,9%, lo que a su vez sostiene la tendencia hacia una oxidación más completa bajo configuración MPI.

Tabla 16. Resumen descriptivo de resultados de tasas de emisión de gases, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana (Dif._(MPI, LB)%).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	Dif. _(MPI, LB) %
Tasa de emisión de CO	ER _{CO} (g h ⁻¹)	98,7 (91,2)	70,1 (-) ^a	-28,9
Tasa de emisión de H ₂	ER _{H2} (g h ⁻¹)	1,14 (2,24)	0,85 (-) ^a	-25,4
Tasa de emisión de NO _x	ER _{NOx} (g h ⁻¹)	0,56 (1,80)	1,30 (-) ^a	130,2
Tasa de emisión de HC	ER _{HC} (g h ⁻¹)	35,6 (28,0)	40,5 (-) ^a	13,8
Tasa de emisión de CO ₂	ER _{CO2} (g h ⁻¹)	1.172,9 (123,6)	1.347,9 (-) ^a	14,9*

* significancia estadística a un nivel de confianza de 95%, prueba U de Mann-Whitney, ($p < 0,05$).

^a comprende tres réplicas con series de datos completos para configuración MPI.

Respecto de la tasa de emisión de NO_x, se mantiene la tendencia de aumento bajo configuración MPI. Si bien el incremento se observa de forma consistente tanto en concentraciones promedio como en factores de emisión máscicos, se observa un aumento más pronunciado en términos de

gramos de NO_x emitidos por hora de operación (ER_{NO_x}), resultando en una diferencia relativa entre medianas de 2,3 veces mayor para configuración MPI respecto de la condición base. Dado que la tasa de emisión pondera tanto la concentración másica como la tasa de quemado, dicho incremento en términos horarios puede relacionarse con el aumento registrado en la tasa de quemado bajo configuración MPI (+15,5%).

En cuanto a la cuantificación de emisiones por unidad de energía, en particular respecto a la energía inicial contenida en la carga de combustible ($\text{EF}_{\text{e,fuel}}$), Tabla 17, presenta los resultados agregados según configuración. Dada la relación en el cálculo de este indicador con los factores de emisión másicos, las tendencias relativas de $\text{EF}_{\text{e,fuel}}$ resultan equivalentes, observando disminuciones en los factores de emisión de CO e H_2 , a la vez de incrementos en NO_x , HC y CO_2 . Sin embargo, cabe destacar que la magnitud absoluta de estos resultados se sitúa dentro de los órdenes de magnitud documentados en la literatura científica para sistemas de combustión residencial de biomasa (Ghorashi & Khandelwal, 2023).

En particular, en el caso de los $\text{EF}_{\text{e,fuel}}$ CO los antecedentes bibliográficos reportan valores dentro del rango de 1.147 a 3.095 g GJ^{-1} . En cuanto a la emisión de NO_x , si bien bajo configuración MPI se registra un aumento en los factores de emisión, el valor registrado (23,9 g GJ^{-1}), se mantiene bajo en comparación con los factores reportados en bibliografía, los cuales se encuentran entre 30 y 65 g GJ^{-1} para equipos similares (Ghorashi & Khandelwal, 2023; Tissari et al., 2007).

Tabla 17. Resumen descriptivo de resultados de factores de emisión energéticos de gases en base a energía contenida en el combustible, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif.}_{(MPI, LB)} \%$).

Variable	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$\text{Dif.}_{(MPI, LB)} \%$
$\text{EF}_{e, \text{fuel}} \text{CO (g GJ}^{-1}\text{)}$	2.084 (1.604)	1.440 (-) ^a	-30,9
$\text{EF}_{e, \text{fuel}} \text{H}_2 \text{(g GJ}^{-1}\text{)}$	26,2 (38,4)	17,3 (-) ^a	-33,8
$\text{EF}_{e, \text{fuel}} \text{NO}_x \text{(g GJ}^{-1}\text{)}$	14,3 (32,1)	23,9 (-) ^a	67,1
$\text{EF}_{e, \text{fuel}} \text{HC (g GJ}^{-1}\text{)}$	671 (712)	681 (-) ^a	1,5
$\text{EF}_{e, \text{fuel}} \text{CO}_2 \text{(g GJ}^{-1}\text{)}$	24.416 (8.279)	26.037 (-) ^a	6,6

^a comprende tres réplicas con series de datos completos para configuración MPI.

Si bien $\text{EF}_{e, \text{fuel}}$, permite evaluar la masa de contaminante emitida por unidad de energía química disponible en la leña, reflejando principalmente la calidad intrínseca del proceso de combustión, desde una perspectiva de caracterización del desempeño ambiental en contextos de uso final, el enfoque de análisis en base a energía térmica útil resulta particularmente relevante desde el desarrollo tecnológico y normativo, ya que normaliza las emisiones respecto al calor efectivamente entregado para calefacción, integrando así, la eficiencia del dispositivo en la evaluación de desempeño ambiental del sistema. En este contexto, Tabla 18 presenta los resultados de factores de emisión energéticos en base a energía térmica útil.

Tabla 18. Resumen descriptivo de resultados de factores de emisión energéticos de gases en base a energía útil, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif.}_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$\text{Dif.}_{(MPI, LB)}\%$
$\text{EF}_{e,net} \text{ CO (g GJ}^{-1}\text{)}$	3.439 (2.470)	2.292 (-) ^a	-33,4
$\text{EF}_{e,net} \text{ H}_2 \text{ (g GJ}^{-1}\text{)}$	49,7 (59,5)	23,6 (-) ^a	-53,5
$\text{EF}_{e,net} \text{ NO}_x \text{ (g GJ}^{-1}\text{)}$	25,8 (60,1)	32,6 (-) ^a	26,2
$\text{EF}_{e,net} \text{ HC (g GJ}^{-1}\text{)}$	1.150 (1.295)	1.018 (-) ^a	-11,5
$\text{EF}_{e,net} \text{ CO}_2 \text{ (g GJ}^{-1}\text{)}$	48.716 (36.091)	41.438 (-) ^a	-14,9

^a comprende tres réplicas con series de datos completos para configuración MPI.

En términos globales, al analizar los resultados de $\text{EF}_{e,net}$, se observa una mejora en el perfil de emisiones bajo configuración MPI en comparación con el desempeño registrado tanto en base a energía contenida en el combustible ($\text{EF}_{e,fuel}$), como en base másica (EF_m). Destaca la reducción de 33,4% en las emisiones de CO y de un 53,5% en H_2 por GJ de energía útil. Esto indica que el prototipo con MPI integrados favorece una combustión más limpia a la vez de requerir menos combustible para entregar la misma cantidad de calor, reduciendo la carga contaminante neta por unidad de energía de calefacción requerida.

En el caso de la emisión de hidrocarburos, los resultados de $\text{EF}_{e,net} \text{ HC}$ muestran una reducción relativa entre medianas de -11,5% para configuración MPI, invirtiendo la tendencia al alza observada en los factores de emisión másicos. Esto sugiere que el aumento en la tasa de emisión horaria de HC se debe principalmente a la mayor potencia y tasa de quemado, pero que, por unidad de calor aprovechado, la tecnología MPI es más efectiva en la oxidación de hidrocarburos no quemados que la configuración base.

Por su parte, el factor de emisión de óxidos nitrosos, $\text{EF}_{e,net} \text{ NO}_x$, registra un aumento relativo entre medianas de 26,2% para configuración MPI. Si bien se constata el incremento en la emisión por

unidad de energía en contraste con la condición base, su magnitud ($23,9 \text{ g GJ}^{-1}$), se mantiene por debajo de los límites reportados en literatura para calefactores convencionales ($30 \text{ a } 65 \text{ g GJ}^{-1}$) (Allan et al., 2023; Ghorashi & Khandelwal, 2023).

Al contrastar las diferencias relativas entre medianas según una base de normalización energética (energía inicial contenida en el combustible, $EF_{e,\text{fuel}}$ vs. energía térmica útil, $EF_{e,\text{net}}$), se evidencia que la normalización por energía útil permite discernir con mayor solidez el impacto de la incorporación de MPI a la operación del calefactor (Figura 33). Bajo la métrica de $EF_{e,\text{net}}$, se observan comportamientos más diferenciados respecto a la configuración base para el conjunto de emisiones analizadas (CO , H_2 , HC , NO_x y CO_2), lo que sugiere una sinergia entre las mejoras en la calidad de la combustión y la mayor disponibilidad de energía final característica del prototipo.

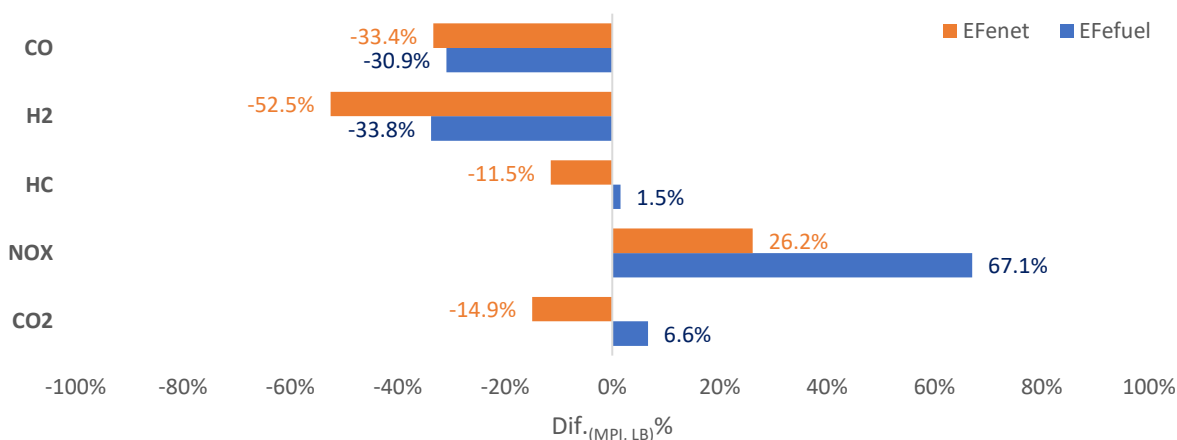


Figura 33. Resultados comparados de la diferencia relativa entre medianas de configuración MPI respecto de línea base, en el caso de la normalización de factores de emisión de gases calculados respecto a la energía contenida en la carga combustible ($EF_{e,\text{fuel}}$, barras color azul), y respecto a la energía neta útil para calefacción ($EF_{e,\text{net}}$, barras color naranja).

En el caso de los contaminantes asociados a la oxidación incompleta (CO y H_2), las reducciones relativas entre medianas se acentúan al considerar la energía útil, mostrando que la diferencia en CO pasa de $-30,9\%$ ($EF_{e,\text{fuel}}$) a $-33,4\%$ ($EF_{e,\text{net}}$), mientras que en el caso de H_2 , la brecha aumenta de $-33,8\%$ a $-52,5\%$. Dicho patrón sugiere que la mayor eficiencia térmica de la configuración MPI

tendería a potenciar el beneficio ambiental por unidad de calor entregado, más allá de la mejora observada al considerar únicamente la química de la llama, contextualizando así el resultado a la necesidad de calefacción.

Bajo este enfoque, destaca el cambio contrapuesto en la tendencia observada en el caso de la emisión de HC y CO₂. Mientras que la emisión normalizada en base a masa u energía contenida en la carga de combustible registra un aumento en el factor de emisión de HC (+1,5%) y CO₂ (+6,6%), la normalización en base a energía útil revierte la tendencia de aumento, registrando reducciones de -11,5% y -14,9% en los factores de emisión energéticos de HC y CO₂ respectivamente.

Dichos cambios de tendencia sugieren la acción de efectos compensatorios entre el aumento en la eficiencia y la dinámica de la emisión observada bajo configuración MPI. En el caso de los HC, el aumento en su factor de emisión en base a energía contenida en el combustible responde a una mayor carga horaria (+13,8% ER_{HC}) derivada del aumento en la tasa de quemado (+15,5% BR). Pese a ello, el aumento en la eficiencia (+23,3% η) se traduce en que el incremento de la potencia térmica útil sea mayor en proporción al aumento en ER_{HC} . De esta forma, la masa de hidrocarburos generada se distribuye sobre una base de energía útil mayor, resultando en una reducción más pronunciada del factor de emisión energético.

De forma similar, en el caso de CO₂, si bien el incremento observado en el factor de emisión en base a energía contenida en el combustible se refiere a una oxidación más completa del carbono en la carga de ensayo, lo que a su vez produce la liberación de una mayor fracción de carbono por kilogramo combustionado, al normalizar respecto a la base de energía útil, el aumento en la emisión se ve superado por la capacidad del sistema de extraer más energía neta de esa misma carga de combustible. En consecuencia, tanto para HC como para CO₂, la optimización de la eficiencia no solo contrarresta los efectos de una combustión más intensa (mayores tasas de emisión), sino que reduce la intensidad de emisión por cada unidad de energía térmica

efectivamente entregada, consolidando a la eficiencia como variable determinante en configuración MPI para minimizar la carga contaminante asociada al servicio final de calefacción.

En el caso de los NO_x , si bien bajo ambos criterios de normalización energética se observan aumentos relativos en los factores de emisión, la magnitud de la diferencia se reduce a más de la mitad ($\sim -61\%$) al pasar de aumentos en base a energía contenida en combustible de $67,1\%$, a un $26,2\%$ de aumento en base a energía útil. Esto sugeriría que la mayor eficiencia del sistema actuaría como un factor de atenuación del incremento en las emisiones de NO_x por unidad de energía para calefacción.

En conjunto, estos resultados descriptivos indican que la evaluación basada en energía útil revela un potencial de desempeño ambiental más favorable para la configuración MPI que el sugerido por los factores basados únicamente en el combustible de entrada. La convergencia de tendencias hacia reducciones más marcadas (o incrementos atenuados, en el caso de NO_x) bajo la métrica de $\text{EF}_{\text{e,net}}$ apunta a que la integración de MPI podría ofrecer beneficios sistémicos que combinan una combustión de mayor calidad con una transferencia de calor más eficiente, aunque estos hallazgos requieren validación en base a tamaños muestrales más robustos para establecer significancia estadística y profundizar en los mecanismos asociados.

4.4.2. Material particulado

Al observar los resultados de concentraciones máscas de material particulado según diámetro aerodinámico (Tabla 19), se constata una baja diferenciación respecto del rango de tamaños, observando la mayor diferencia relativa entre medianas de 1,8%, para los tamaños $MP_{2,5}$ y MP_1 , sugiriendo un leve aumento en la concentración máscica promedio para dichos tamaños bajo configuración MPI. Sin embargo, en términos generales, se observa baja diferenciación en las concentraciones máscas promedio al contrastar configuraciones de calefactor, constatando que en ninguna de las categorías de material particulado las diferencias relativas entre medianas alcanzan significancia estadística a un nivel de confianza de 95% (prueba U de Mann-Withney, $p = 0,886$).

Tabla 19. Resumen descriptivo de resultados de concentraciones máscas promedio de material particulado, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($Dif_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$Dif_{(MPI, LB)}\%$
Concentración máscica TSP	TSP ($mg\ Nm^{-3}$)	66,3 (578,4)	65,8 (161,9)	-0,7
Concentración máscica MP_{10}	MP_{10} ($mg\ Nm^{-3}$)	59,5 (562,6)	60,2 (164,5)	1,1
Concentración máscica MP_4	MP_4 ($mg\ Nm^{-3}$)	57,6 (556,9)	58,5 (165,5)	1,6
Concentración máscica $MP_{2,5}$	$MP_{2,5}$ ($mg\ Nm^{-3}$)	56,4 (550,6)	57,4 (165,8)	1,8
Concentración máscica MP_1	MP_1 ($mg\ Nm^{-3}$)	55,2 (543,5)	56,2 (165,6)	1,8

Por su parte, los factores de emisión máscicos de material particulado muestran una marcada reducción tanto en la emisión de partículas totales (TSP) como para material particulado fino ($MP_{2,5}$) e incluso MP_1 , registrando una diferencia relativa entre medianas en torno a -65% para configuración MPI respecto de LB (Tabla 20). Sin embargo, pese a la reducción en los factores de emisión máscicos, al observar la contribución relativa de cada tamaño respecto a el factor de

emisión de partículas totales, se constata que en términos descriptivos la proporción en masa se mantiene similar entre configuraciones, donde MP_{10} representa un 91-92%, MP_4 alcanza un 89%, $MP_{2,5}$ representa el 87% y MP_1 un 85% del total de la emisión en masa de partículas suspendidas (TSP) por kilogramo de combustible.

Tabla 20. Resumen descriptivo de resultados de factores de emisión máscos de material particulado, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($Dif_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$Dif_{(MPI, LB)}$ %
Factor de emisión máscico TPS	EF_mTSP (g kg ⁻¹)	1,05 (6,50)	0,36 (0,92)	-65,6
Factor de emisión máscico MP_{10}	EF_mMP_{10} (g kg ⁻¹)	0,96 (6,33)	0,33 (0,94)	-65,5
Factor de emisión máscico MP_4	EF_mMP_4 (g kg ⁻¹)	0,94 (6,27)	0,32 (0,94)	-65,6
Factor de emisión máscico $MP_{2,5}$	$EF_mMP_{2,5}$ (g kg ⁻¹)	0,92 (6,20)	0,32 (0,94)	-65,5
Factor de emisión máscico MP_1	EF_mMP_1 (g kg ⁻¹)	0,90 (6,13)	0,31 (0,94)	-65,5

En este contexto, al analizar los ratios de $MP_{10}/MP_{2,5}$ se obtiene valores muy próximos entre configuraciones, resultado en 1,02 (IQR= 0,05) y 1,05 (IQR= 0,05) para LB y MPI respectivamente, lo que representa un aumento relativo entre medianas de 2,9%. Desde el punto de vista físico, estos resultados indican que la masa emitida en ambas configuraciones se concentró casi por completo en la fracción fina. En el caso de configuración base, un ratio $MP_{10}/MP_{2,5}$ de 1,02 indica que aproximadamente un 98,0% del MP_{10} corresponde a $MP_{2,5}$, por lo que solo cerca de un 2,0% de la masa emitida comprende tamaños de partícula entre 2,5 y 10 μm .

Por su parte, en el caso de configuración MPI, un ratio $MP_{10}/MP_{2,5}$ de 1,05 indica que alrededor de 95,2% del MP_{10} corresponde a $MP_{2,5}$, de modo que la fracción entre 2,5 y 10 μm aumenta solo hasta aproximadamente 4,8% del MP_{10} total. En términos descriptivos ello sugiere que la

configuración MPI generaría un leve aumento en la proporción de la emisión másica de partículas de tamaño intermedio entre 2,5 y 10 μm , lo que sería beneficioso bajo la perspectiva de los antecedentes que indican que la fracción fina (diámetros inferiores a 2,5 μm) es capaz de penetrar en el sistema respiratorio a un nivel alveolar y por ende, generar un mayor impacto sanitario ante la exposición a estos contaminantes. Sin embargo, se debe considerar que la magnitud de la diferencia es reducida y no alcanza significancia estadística a un nivel de confianza de 95% ($p = 0,886$).

Al analizar la fracción de partículas finas, se observa que el ratio $\text{MP}_{2,5}/\text{MP}_1$ resultó prácticamente idéntico en ambas configuraciones, con una mediana de 1,02 tanto para LB (IQR = 0,01) como para MPI (IQR = 0,02), resultando en una diferencia relativa entre medianas de 0,1%. Este resultado indica que, en ambos casos, aproximadamente 98,0 % del $\text{MP}_{2,5}$ estuvo constituido por MP_1 , por lo que la masa de partículas en el intervalo entre 1 y 2,5 μm representa solo un 2,0%. En términos interpretativos, ello sugiere un marcado predominio de partículas submicrométricas, consistente con los antecedentes bibliográficos que indican que, durante la combustión de biomasa, la fracción fina y particularmente, la submicrométrica, suele dominar la distribución másica (Tissari, 2008).

En conjunto, los resultados muestran que la incorporación de medios porosos inertes no modificó de manera apreciable la distribución másica entre las fracciones MP_{10} , $\text{MP}_{2,5}$ y MP_1 , observándose en ambas configuraciones una emisión fuertemente concentrada en tamaños finos. En esta línea, los ratios obtenidos evidencian una baja diferenciación de tamaños en base másica, con un claro predominio de $\text{MP}_{2,5}$ dentro de MP_{10} y de MP_1 dentro de $\text{MP}_{2,5}$, lo que resulta coherente con el comportamiento reportado para emisiones de calefactores residenciales a leña.

En cuanto a las tasas de emisión de material particulado, los resultados evidencian una reducción sistemática bajo configuración MPI para todas las fracciones granulométricas analizadas (Tabla 21). A diferencia de lo observado en algunos contaminantes gaseosos como NO_x o HC, cuyas tasas

de emisión aumentaron en relación con una mayor tasa de quemado, las tasas de emisión de material particulado en configuración MPI registran una reducción relativa entre medianas de 57,5% para TSP, manteniéndose este comportamiento homogéneo en las fracciones finas con disminuciones del 57,2% para $MP_{2,5}$ y MP_1 .

Tabla 21. Resumen descriptivo de resultados de tasas de emisión de material particulado, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($Dif_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	Abreviación	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	Dif. _(MPI, LB) %
Tasa de emisión de TSP	ER_{TSP} (g h ⁻¹)	4,7 (17,8)	2,0 (3,6)	-57,5
Tasa de emisión de MP_{10}	ER_{MP10} (g h ⁻¹)	4,4 (17,3)	1,9 (3,6)	-57,3
Tasa de emisión de MP_4	ER_{MP4} (g h ⁻¹)	4,2 (17,2)	1,8 (3,7)	-57,2
Tasa de emisión de $MP_{2,5}$	$ER_{MP2,5}$ (g h ⁻¹)	4,2 (17,0)	1,8 (3,7)	-57,2
Tasa de emisión de MP_1	ER_{MP1} (g h ⁻¹)	4,1 (16,9)	1,8 (3,7)	-57,2

Como se presentó en el análisis de variables operacionales, el prototipo MPI registró un aumento en su tasa de quemado de 15,5% respecto a configuración base. En términos globales, un mayor consumo de leña por hora suele correlacionarse linealmente con un aumento proporcional en la tasa de emisión de material particulado. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran una disociación entre la tasa de quemado y la tasa de emisión para todo el rango granulométrico analizado (TSP a MP_1). En esta línea, los resultados sugieren que la configuración MPI, a pesar de procesar más combustible por hora, logra emitir menos de la mitad de material particulado que la configuración base para un mismo intervalo de tiempo.

La magnitud de la reducción en las tasas de quemado de MP (-57%), junto con la homogeneidad en el efecto respecto de las granulometrías caracterizadas (TSP a MP_1), sugiere que la incorporación de MPI al interior del hogar favorece la acción de mecanismos de mitigación que

actúan de forma transversal sobre la oxidación de precursores volátiles que participan de la formación de partículas. Ello se refuerza bajo el entendido de que, tanto los resultados del análisis térmico, de eficiencia y el comportamiento de las emisiones gaseosas, sugieren el desarrollo de una combustión de mejor calidad que, junto con una redistribución de calor, se ven potenciados bajo la configuración MPI. Con ello, los resultados sugieren que el diseño propuesto actuaría como solución de tipo primaria ante la reducción en la emisión de contaminantes, impactando tanto en contaminantes gaseosos como en fase partícula.

Por su parte, para la evaluación del desempeño real del prototipo bajo configuración MPI respecto de la emisión de material particulado en contextos de demanda energética de calefacción, resulta relevante analizar el comportamiento de los factores de emisión normalizados en base a energía. Para ello, Tabla 22 presenta los factores de emisión energéticos de material particulado normalizados por la energía contenida en el combustible ($EF_{e,fuel}$), mientras que Tabla 23, presenta los resultados de factores de emisión normalizados en base a la energía térmica útil del sistema ($EF_{e,net}$).

Tabla 22. Resumen descriptivo de resultados de factores de emisión energéticos de material particulado, en base a energía disponible en el combustible y agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($Dif_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$Dif_{(MPI, LB)}\%$
$EF_{e,fuel}$ TSP ($g\ GJ^{-1}$)	60,4 (372,1)	20,8 (52,5)	-65,6
$EF_{e,fuel}$ MP ₁₀ ($g\ GJ^{-1}$)	55,2 (362,1)	19,0 (53,5)	-65,5
$EF_{e,fuel}$ MP ₄ ($g\ GJ^{-1}$)	53,7 (358,8)	18,5 (53,9)	-65,6
$EF_{e,fuel}$ MP _{2,4} ($g\ GJ^{-1}$)	52,5 (355,0)	18,1 (54,0)	-65,5
$EF_{e,fuel}$ MP ₁ ($g\ GJ^{-1}$)	51,4 (350,8)	17,7 (54,0)	-65,5

Al analizar $EF_{e,fuel}$ para todo el rango granulométrico, se confirma la reducción observada en los factores de emisión máscicos, resultando en una reducción relativa entre medianas de -65,6% en las emisiones de TSP bajo configuración MPI respecto a la condición base, y manteniendo dicha magnitud de mitigación de forma homogénea para las fracciones de tamaño desde MP_{10} hasta MP_1 (Tabla 22). Este resultado indica que, intrínsecamente, el proceso de combustión mediado por la matriz porosa favorece la supresión de la formación de partículas por cada unidad de energía química liberada, potenciando la inferencia de la acción de mecanismos de oxidación de precursores mencionados previamente.

Por su parte, al observar los resultados de factores de emisión normalizados según energía útil (Tabla 23), se constata que, pese a este efecto de normalización, las emisiones de material particulado por unidad de calor entregado se mantienen menores en la configuración MPI respecto de LB, registrando reducciones entre un 25,6% para TSP y un 17,1% para MP_1 .

Tabla 23. Resumen descriptivo de resultados de factores de emisión energéticos en base a energía útil, agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($Dif_{(MPI, LB)}\%$).

Variable	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$Dif_{(MPI, LB)}\%$
$EF_{e,net}$ TSP (g GJ ⁻¹)	107,3 (563,5)	79,9 (-) ^a	-25,6
$EF_{e,net}$ MP_{10} (g GJ ⁻¹)	99,1 (547,5)	78,5 (-) ^a	-20,8
$EF_{e,net}$ MP_4 (g GJ ⁻¹)	96,7 (542,3)	78,0 (-) ^a	-19,3
$EF_{e,net}$ $MP_{2,5}$ (g GJ ⁻¹)	94,7 (536,7)	77,6 (-) ^a	-18,1
$EF_{e,net}$ MP_1 (g GJ ⁻¹)	92,7 (530,5)	76,9 (-) ^a	-17,1

^a comprende tres réplicas con series de datos completos para configuración MPI.

Si bien los $EF_{e,fuel}$ evidencian una reducción sostenida y homogénea de un 65,5% en las emisiones de material particulado (de TSP a MP_1) para la configuración MPI, la normalización por energía útil ($EF_{e,net}$) devela el impacto real de la tecnología en el contexto de uso final. Al incorporar la

eficiencia térmica como variable clave dentro de la normalización ($\eta_{MPI} + 23,3\%$ Dif._{MPI, LB}), se evidencia el reescalamiento de los efectos de la integración de MPI sobre los factores de emisión bajo una perspectiva más realista. Bajo este criterio de normalización, se produce una atenuación en la magnitud porcentual de la reducción observada en contraste con los resultados en base a energía contenida en el combustible ($EF_{e, fuel}$) (Figura 34). Sin embargo, pese a resultar reducciones de magnitud relativamente inferior, los resultados sostienen una tendencia decreciente consistente y sistemática, lo que se atribuye a un atributo diferenciador de la configuración MPI.

Bajo la métrica de $EF_{e, net}$, la configuración MPI registra reducciones relativas entre medianas que oscilan entre un 17,1% para la fracción MP_1 hasta un 25,6% para TSP (Tabla 23). El hecho de que las emisiones por unidad de energía útil se mantengan sistemáticamente bajo los valores de la configuración base, a pesar de que el prototipo opera con una tasa de quemado y una potencia térmica superiores, sugiere que los mecanismos de supresión de partículas (oxidación de precursores volátiles y redistribución de calor al interior del hogar) poseen una eficacia cinética y física suficiente para compensar el incremento en la intensidad de la combustión.

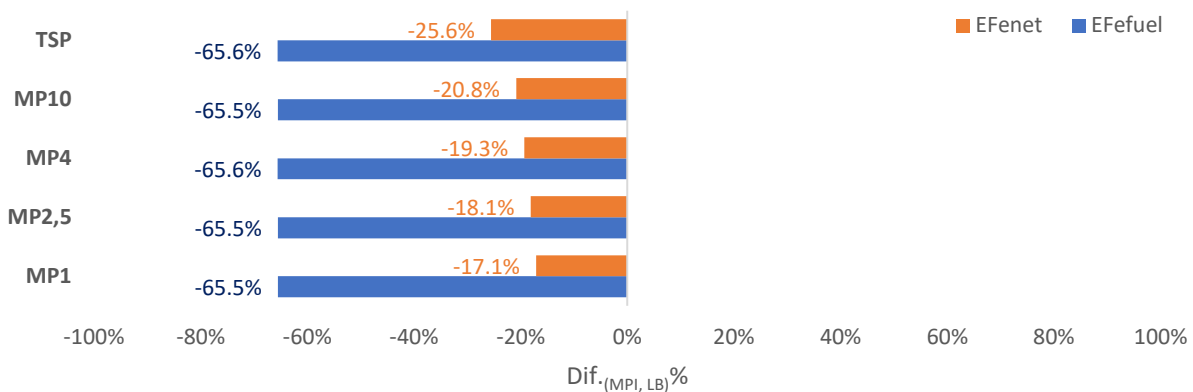


Figura 34. Resultados comparados de la diferencia relativa entre medianas de configuración MPI respecto de línea base, en el caso de la normalización de factores de emisión de material particulado calculados respecto a la energía contenida en la carga combustible ($EF_{e, fuel}$, barras color azul), y respecto a la energía neta útil para calefacción ($EF_{e, net}$, barras color naranja).

A diferencia de lo observado en los gases de combustión, donde la mayor eficiencia actuó como un factor de atenuación frente al aumento de emisiones de NO_x derivado de condiciones más oxidativas, en el caso del material particulado la configuración MPI logra una mitigación neta en ambas bases de normalización. Esto indica que el diseño propuesto no solo mejora la conversión y aprovechamiento de la energía del combustible, sino que lo hace generando una carga másica de aerosoles significativamente menor por cada Joule de calor puesto a disposición del usuario. En consecuencia, los factores de emisión en base a energía útil validan al prototipo MPI como una tecnología de combustión que reduce la intensidad de las emisiones de material particulado y gases contaminantes asociados a la generación de calor por combustión residencial de leña, esto, independiente del régimen operacional intensivo que se constató durante el desarrollo de los ensayos.

4.4.3. Carbono negro y fracción óptica

En primer lugar, la calidad de las series temporales de BC (880 nm) y UVPM (370 nm) fue evaluada considerando las pérdidas de datos asociadas a los avances automáticos de cinta provocados por la saturación del spot óptico. Para el intervalo analizado, la fracción de registros válidos alcanzó 97,0% en LB y 95,8% en MPI, evidenciando una cobertura instrumental alta y comparable entre configuraciones. Esta condición permite descartar diferencias relevantes en disponibilidad de datos como fuente de sesgo en la comparación entre escenarios. Sobre estas series se determinaron los factores de emisión integrados y su evolución temporal, con énfasis en las diferencias de magnitud y en la relación entre las respuestas ópticas registradas a 880 y 370 nm.

Los factores de emisión másicos mostraron respuestas diferenciadas entre BC y UVPM frente a la integración de MPI. El EF_m de BC presentó una baja variación entre configuraciones, disminuyendo 3,8% respecto de LB, mientras que el EF_m de UVPM aumentó descriptivamente un 15,4% (Tabla 24). Ninguna de estas diferencias alcanzó significancia estadística ($p=0,699$ y

$p=0,589$ respectivamente), indicando que la incorporación de MPI no produjo cambios detectables en las emisiones específicas de BC o UVPM por unidad de combustible consumido. No obstante, ambas variables mostraron una menor dispersión inter-ensayo bajo MPI, con reducciones del IQR de 65,6% para BC y 54,5% para UVPM.

Tabla 24. Resumen descriptivo de resultados de factores de emisión máscicos y energéticos para BC (880 nm) y UVPM (370 nm), agregados según configuración experimental. Resultados reportados como mediana y rango intercuartil (IQR), junto con la diferencia relativa porcentual de MPI respecto de LB calculada sobre la mediana ($\text{Dif.}_{(\text{MPI, LB})} \%$).

Variable	LB, Mediana (IQR)	MPI, Mediana (IQR)	$\text{Dif.}_{(\text{MPI, LB})} \%$
$\text{EF}_m \text{ BC (mg kg}^{-1}\text{)}$	7,36 (4,01)	7,08 (1,38)	-3,8
$\text{EF}_m \text{ UVPM (mg kg}^{-1}\text{)}$	9,04 (7,41)	10,43 (3,37)	15,4
$\text{EF}_{e,\text{net}} \text{ BC (g GJ}^{-1}\text{)}$	0,752 (0,331)	0,522 (0,160)	-30,6%*
$\text{EF}_{e,\text{net}} \text{ UVPM (g GJ}^{-1}\text{)}$	1,027 (0,744)	0,727 (0,419)	-29,2%
UVPM/BC	1,077 (0,933)	1,428 (0,270)	32,6%

* *significancia estadística a un nivel de confianza de 95%, prueba U de Mann-Whitney, ($p < 0,05$).*

Figura 35 presenta la evolución temporal de las concentraciones de BC (880 nm) y UVPM (370 nm) para las configuraciones LB y MPI durante el intervalo de tiempo donde se obtiene registros simultáneos para todas las réplicas de ensayo. Las líneas continuas representan las concentraciones medianas obtenidas para cada configuración, mientras que las áreas sombreadas corresponden al rango intercuartil, permitiendo visualizar simultáneamente la tendencia central y la variabilidad inter-ensayo. En términos generales, se observa una disminución progresiva de las concentraciones conforme avanza el ensayo, aunque con diferencias evidentes tanto en la magnitud como en la evolución relativa de BC y UVPM entre configuraciones. En LB, ambas señales presentan inicialmente magnitudes similares y una disminución pronunciada durante los primeros minutos; posteriormente, BC mantiene una evolución relativamente gradual, mientras UVPM presenta una reducción más acentuada seguida por variaciones transitorias durante la zona media del periodo. En contraste, bajo MPI las concentraciones iniciales son superiores, particularmente

para UVPM, cuya señal permanece por sobre BC durante gran parte del intervalo analizado. Hacia las etapas finales, ambas señales disminuyen y las diferencias de magnitud se reducen progresivamente.

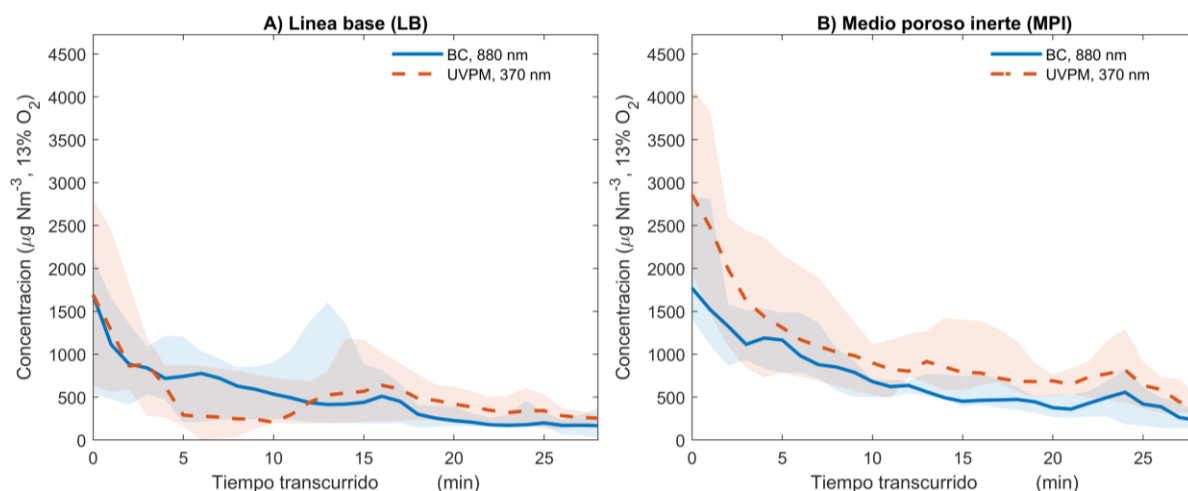


Figura 35. Evolución temporal de las concentraciones de BC (880 nm) y UVPM (370 nm) durante el intervalo común de 28 min en fase de ensayo, para las configuraciones: (A) línea base, LB; y (B) medio poroso inerte, MPI. Las líneas representan las concentraciones medianas y las áreas sombreadas el IQR entre ensayos.

Respecto al ratio UVPM/BC, los resultados indican que la proporción se mantuvo sobre la unidad durante prácticamente todo el intervalo analizado en ambas configuraciones (Figura 36), evidenciando una respuesta óptica sistemáticamente mayor a 370 que a 880 nm. No obstante, MPI presentó valores generalmente superiores y una evolución más uniforme que LB, en concordancia con el incremento de 32,6% entre las medianas del ratio y con la reducción de su dispersión inter-ensayo (Tabla 24). Estas tendencias son consistentes con los antecedentes reportados sobre combustión residencial de biomasa, donde una mayor absorción en longitudes de onda próximas al UV se ha asociado a la presencia de fracciones orgánicas absorbentes del aerosol, comúnmente agrupadas bajo el concepto de “*brown carbon*” (BrC). En particular, Basnet et al. (2024) mostraron que la contribución de BrC a la absorción total en emisiones de artefactos residenciales a leña aumenta con la razón OC/EC y puede representar una fracción relevante de la absorción entre 370 y 950 nm. Los autores reportaron además que un aumento unitario en OC/EC se relacionó con un

incremento aproximado de 14% en la contribución de BrC, confirmando la estrecha relación entre absorción en el rango UV y la presencia de carbono orgánico en emisiones de combustión de madera (Basnet et al., 2024). En este contexto, el mayor ratio UVPM/BC observado bajo MPI podría ser indicativo de una modificación relativa en las propiedades ópticas del aerosol carbonáceo emitido. Sin embargo, considerando que la señal UVPM no permite discriminar químicamente las especies responsables de la absorción y que no se dispone de mediciones complementarias de OC/EC o composición molecular, esta respuesta debe interpretarse con carácter exploratorio. Los resultados muestran una tendencia descriptiva hacia una mayor contribución relativa de la señal UV respecto de BC bajo MPI, pero no permiten atribuirla de forma directa a un aumento específico de BrC o de carbono orgánico.

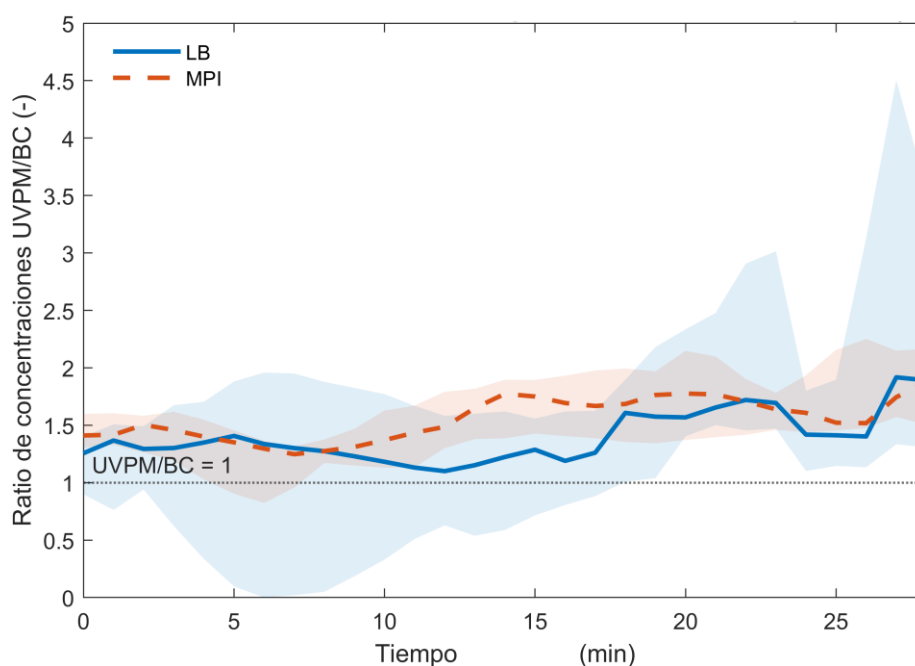


Figura 36. Evolución temporal del ratio de concentraciones UVPM/BC durante la fase de ensayo monitoreada para las configuraciones línea base (LB) y medio poroso inerte (MPI). Las líneas representan la mediana del ratio calculado ensayo a ensayo y las áreas sombreadas corresponden al IQR. La línea horizontal en UVPM/BC = 1 indica igual magnitud de las respuestas ópticas a 370 y 880 nm; valores superiores a la unidad representan una mayor contribución relativa de la señal UVPM respecto de BC.

Finalmente, esta tendencia adquiere especial interés al contrastarla con la marcada reducción de las emisiones de material particulado observada bajo MPI. Mientras los EF_m de MP disminuyeron aproximadamente 65% en las distintas fracciones granulométricas, el EF_m de BC permaneció prácticamente invariable y el ratio UVPM/BC aumentó descriptivamente. En conjunto, estos resultados sugieren que la reducción de la masa particulada no ocurre de forma proporcional en todas las componentes ópticamente activas del aerosol, sino que podría estar acompañada por cambios en su composición relativa, morfología o estado de mezcla. No obstante, la identificación de los mecanismos responsables requiere estudios complementarios orientados a la caracterización química y óptica del aerosol emitido.

4.5. Síntesis integrada de resultados

El análisis conjunto de las variables operacionales, la eficiencia térmica y el perfil de emisiones permite caracterizar los efectos e incidencia atribuibles al diseño de integración de Medios Porosos Inertes (MPI) al interior del hogar de combustión. Los resultados evidencian que el MPI, al integrarse dentro de la cámara, actúa como un intensificador del proceso de combustión, modificando simultáneamente el balance energético del equipo y la dinámica global de las reacciones de oxidación. Esta intensificación se manifiesta mediante un régimen operacional distinto al de la configuración base, caracterizado por temperaturas de cámara más elevadas y estables (+4,1% en T_{gasIN}), una mayor transferencia de calor hacia el ambiente (+18,8% en T_{outL}) y una reducción en las pérdidas energéticas arrastradas por los gases de escape (-26,5% en pérdidas por calor sensible q_a y -43,2% en pérdidas por combustión incompleta q_b).

Este mejoramiento en el desempeño termo-energético conduce a una mejora en la eficiencia del prototipo, alcanzando un incremento relativo del 23,3% respecto al calefactor de referencia, junto con un aumento del 66,9% en la potencia térmica total. Sin embargo, dicha intensificación conlleva una modificación en la dinámica operacional, observándose una tendencia descriptiva hacia una mayor tasa de quemado (+15,5% BR) asociada a una menor duración de los ensayos. Es relevante contextualizar que, si bien estas diferencias operacionales no alcanzaron significancia estadística

debido a la variabilidad inherente de la combustión de leña y al tamaño muestral del estudio, la magnitud de los efectos sugiere que el MPI favorece la degradación del combustible al potenciar mecanismos de transferencia de calor más eficientes.

En términos de emisiones, el diseño de calefactor propuesto muestra una respuesta diferenciada entre especies contaminantes, evidenciando que las condiciones más oxidativas asociadas a la configuración MPI no se traducen en una reducción uniforme de todas las emisiones. En este contexto, las reducciones más consistentes se observaron en CO y, particularmente, en material particulado, en todo el rango granulométrico analizado (TSP a MP_1). La configuración MPI registró reducciones superiores al 57% en las tasas de emisión de material particulado (ER_{MP}), indicando que el prototipo logra emitir menos de la mitad de material particulado que la configuración base para un mismo intervalo de tiempo. Dicha tendencia se mantiene al normalizar los factores de emisión en base a energía útil para calefacción ($EF_{e,net}$), registrando reducciones entre un 25% para TSP y un 17% para MP_1 , demostrando así, una consistencia relevante respecto a la reducción de la emisión de MP en condiciones de operación contextualizadas a la capacidad real de calefacción del prototipo.

Los resultados de BC y de la respuesta óptica en el UV complementan este comportamiento, aunque muestran una tendencia menos definida que la observada para la masa de material particulado. El EF_m de BC presentó una baja variación entre configuraciones (-3,8%), mientras que UVPM y el ratio UVPM/BC exhibieron tendencias descriptivas diferenciadas bajo MPI, sin diferencias estadísticamente significativas. En conjunto, estos antecedentes sugieren que la reducción de la masa particulada no necesariamente ocurre de forma proporcional en todas las componentes ópticamente activas del aerosol. Dado el carácter exploratorio de estos resultados, la identificación de posibles cambios en la composición, morfología o estado de mezcla del aerosol requiere estudios posteriores mediante técnicas complementarias de caracterización química y óptica.

Por su parte, la homogeneidad en la reducción a través de todas las fracciones de tamaño de MP sugiere que los mecanismos de mitigación favorecidos por el MPI, podrían involucrar modificaciones en procesos tempranos de formación y evolución del aerosol, incluyendo la oxidación de precursores volátiles, nucleación, condensación y crecimiento de partículas. Sin embargo, los resultados disponibles no permiten discriminar individualmente la contribución de estos mecanismos. Adicionalmente, pese a que los resultados indican que la emisión másica de partículas se concentra en la fracción fina (submicrométrica) para ambas configuraciones, los resultados sugieren un potencial efecto sobre la distribución de tamaño de las partículas emitidas, observando modificaciones leves respecto a la configuración base. En particular, el aumento registrado de 2,9% en el ratio $MP_{10}/MP_{2.5}$ indica que bajo configuración MPI, la fracción de partículas en el rango de 2,5 μm a 10 μm , aumenta 2,4 veces respecto a la configuración base. Si bien esta diferencia es descriptiva y no alcanza significancia estadística, sugiere un desplazamiento en la distribución hacia fracciones más gruesas.

Desde una perspectiva sanitaria, estos resultados tendrían una implicancia relevante. La capacidad del calefactor con MPI para desacoplar la intensificación de la combustión de la generación de aerosoles se traduce en una reducción directa de la emisión de $MP_{2.5}$ y MP_{10} , fracciones que constituyen aproximadamente el 85-90% de la masa total emitida y que poseen el mayor potencial de daño biológico por inhalación. Al reducir la masa de estas partículas capaces de penetrar la barrera alveolar e ingresar al torrente sanguíneo, el prototipo MPI se posiciona como una medida de control primario de alto potencial, capaz de mitigar la carga contaminante crítica asociada a las emisiones de calefacción residencial, sin depender de sistemas de filtrado secundario, destacando a su vez, que el diseño propuesto actúa de forma pasiva en términos de consumo energético para su funcionalidad. A diferencia de soluciones existentes, como la automatización y control del proceso de combustión, o el uso de precipitadores electrostáticos, tecnologías que requieren y dependen del suministro constante de energía para su funcionamiento, la incorporación de MPI al interior del hogar no requiere de energía adicional u modificaciones estructurales sobre

calefactores a leña preexistentes para alcanzar los resultados presentados, favoreciendo su escalamiento y reduciendo barreras para su transferencia e implementación en contextos residenciales.

Por otro lado, se observa que la optimización oxidativa conlleva un aumento en la formación de óxidos de nitrógeno (NO_x). El incremento observado en las emisiones de NO_x resulta coherente con condiciones locales más oxidativas, las cuales favorecen la conversión del nitrógeno orgánico contenido en el combustible hacia formas oxidadas, incluso dentro de los rangos de temperatura registrados al interior de la cámara de combustión ($T_{\text{gasIN}} = 634\text{ }^\circ\text{C}$), donde predomina la ruta de formación de NO_x desde el combustible por sobre la ruta de formación térmica. Sin embargo, es importante destacar que, pese a este incremento relativo, los valores absolutos registrados se mantienen por debajo de los rangos reportados en la literatura para tecnologías convencionales. Asimismo, la normalización por energía útil ($\text{EF}_{\text{e,net}}$) revela que la mejora en la eficiencia del sistema actúa como un factor de atenuación, reduciendo la magnitud del aumento de NO_x por unidad de calor útil en comparación con el aumento observado por unidad de combustible consumido.

La evaluación basada en energía útil se consolida entonces como una métrica determinante para interpretar el desempeño real de la tecnología en contextos de uso final. Al integrar la eficiencia en el cálculo de las emisiones, se evidencia que los beneficios ambientales de la configuración MPI se potencian para la mayoría de los contaminantes. La capacidad del sistema para entregar más calor por kilogramo de leña reduce la intensidad de la carga emisiva neta asociada al servicio de calefacción. Esto se traduce en una disminución de las emisiones de CO_2 e hidrocarburos no quemados por unidad de energía útil, incluso cuando las tasas de emisión de estos últimos muestran tendencias al alza, sugiriendo que el mayor aprovechamiento energético compensa una mayor tasa de emisión.

Finalmente, es fundamental reconocer las limitaciones del presente estudio en cuanto a la extrapolación de los hallazgos. Los resultados se circunscriben mayoritariamente a la fase de llama (post-ignición) de ciclos de combustión individuales, bajo condiciones semi-controladas de laboratorio. La ausencia de monitoreo en las fases de encendido y apagado, así como la variabilidad estadística observada en variables clave como la tasa de quemado y el tiraje, sugiere la necesidad de validar estas tendencias con series de ensayos más extensas y protocolos que abarquen el ciclo completo de operación. Asimismo, los resultados exploratorios asociados a BC y UVPM evidencian la necesidad de profundizar en la caracterización química, óptica y granulométrica del aerosol para determinar los mecanismos responsables de las diferencias observadas entre la reducción de masa particulada y la respuesta de las fracciones ópticamente absorbentes. A pesar de estas limitaciones, la coherencia física entre el aumento de la eficiencia, la reducción de pérdidas energéticas y la mitigación sostenida de MP y CO, permite concluir que la integración de MPI representa una innovación con potencial de escalamiento. La tecnología logra balancear positivamente el alcanzar un buen rendimiento energético a la vez de una baja emisión de contaminantes, ofreciendo un perfil de desempeño donde la intensificación térmica se traduce en un aprovechamiento energético mejorado y una reducción de los contaminantes críticos para la calidad del aire y la salud de la población, principalmente en contextos de pobreza energética y uso intensivo de leña para calefacción residencial.

CAPITULO 5

5. Conclusión

La presente investigación permitió desarrollar, implementar y evaluar experimentalmente un prototipo de calefacción residencial a leña basado en la integración estructural de Medios Porosos Inertes (MPI) al interior del hogar de combustión. Su implementación permitió evaluar la extrapolación de principios asociados a la combustión filtrada hacia un sistema de calefacción a escala residencial operado con combustible sólido, caracterizando comparativamente sus efectos sobre la dinámica operacional, el desempeño termo-energético y las emisiones respecto del calefactor comercial de referencia. Esta caracterización se sustentó en un protocolo de quema desarrollado tomando como referencia procedimientos normativos nacionales e internacionales y orientado a compatibilizar la reproducibilidad experimental con una mayor representatividad de las condiciones de uso residencial, mediante ciclos de operación por lotes, cargas de leña trozada y condiciones de operación próximas a aquellas características de uso domiciliario.

Los resultados obtenidos muestran una respuesta global favorable asociada al diseño de integración de MPI propuesto como estrategia primaria de reducción de emisiones, evidenciando simultáneamente una intensificación del proceso de combustión y un mayor aprovechamiento energético del combustible. Esta respuesta se refleja particularmente en la disminución de CO y el aumento de CO₂, tendencias consistentes con un mayor grado de oxidación de los productos de combustión, acompañadas por una reducción relevante de las emisiones de material particulado para todo el rango de medición (TSP a MP₁). No obstante, el efecto sobre el perfil de emisiones no fue homogéneo para todas las especies contaminantes. Los NO_x aumentaron bajo configuración MPI, aunque sus magnitudes absolutas permanecieron dentro de los rangos reportados en la literatura para tecnologías convencionales de combustión residencial de biomasa, mientras que la fracción de hidrocarburos no quemados presentaron una respuesta menos definida y las emisiones másicas de BC mostraron una baja variación entre configuraciones. En conjunto, estos resultados

sugieren que la modificación de las condiciones térmicas y de transferencia de calor y masa al interior del hogar favorece una combustión más completa y un mejor aprovechamiento energético, aunque la respuesta final de cada contaminante permanece condicionada por sus mecanismos específicos de formación y oxidación.

Desde una perspectiva termo-operacional, la integración de MPI se asoció a modificaciones en la distribución térmica del sistema, reflejadas en un aumento de 4,1% en la temperatura de los gases al interior del hogar, un incremento de 18,8% en la temperatura de las superficies exteriores laterales y una disminución de 6,0% en la temperatura de los gases de salida. Este comportamiento es consistente con una mayor transferencia de energía desde los gases de combustión hacia las superficies del calefactor y se expresó, en términos del balance energético, en una reducción de 26,5% de las pérdidas por calor sensible q_a y de 43,2% de las pérdidas asociadas a combustión incompleta q_b . La disminución conjunta de estas pérdidas derivó en un mayor aprovechamiento de la energía disponible en el combustible, alcanzándose una eficiencia térmica mediana de 66,9%, equivalente a un incremento relativo de 23,3% respecto de la configuración base. A su vez, este mayor aprovechamiento energético, junto con la tendencia descriptiva hacia una mayor tasa de quemado (+15,5%) y una menor duración de los ciclos, se tradujo en un aumento de 66,9% en la potencia térmica total. En conjunto, los resultados sugieren que uno de los principales efectos funcionales del diseño propuesto corresponde a una redistribución más favorable de la energía liberada durante la combustión, asociada a menores pérdidas y, consecuentemente, a una mayor fracción de la energía del combustible disponible para calefacción.

En términos de emisiones, la respuesta más consistente del diseño propuesto se observó para el material particulado. Si bien las concentraciones máscas promedio presentaron baja diferenciación entre configuraciones, los factores de emisión máscos disminuyeron aproximadamente un 65,5% de manera sostenida en todo el rango granulométrico analizado, desde TSP hasta MP_1 , mientras que las tasas de emisión se redujeron en torno a un 57%. Esta disminución se mantuvo al incorporar el desempeño térmico del calefactor mediante la normalización por

energía útil, con reducciones entre 17,1% para MP_1 y 25,6% para TSP, indicando que la ventaja observada en las emisiones de partículas se mantiene al incorporar el desempeño energético y relacionar la emisión con el calor efectivamente entregado para calefacción. En los gases de combustión, la disminución de CO acompañada por el aumento de CO_2 , sugiere una tendencia hacia una oxidación más completa bajo configuración MPI, aunque esta mejora no se extendió de forma equivalente a todas las especies contaminantes. Los HC mostraron una respuesta dependiente de la métrica considerada, con un aumento descriptivo de su tasa de emisión pero una disminución de 11,5% al normalizar por energía útil, mientras que NO_x presentó una tendencia creciente, compatible con las modificaciones observadas en las condiciones térmicas y oxidativas del proceso. Por su parte, el BC presentó una baja variación en su factor de emisión másico (-3,8%), por lo que los resultados disponibles no permiten sostener una reducción específica de esta componente, mientras que las diferencias observadas en UVPM y en el ratio UVPM/BC sugieren posibles modificaciones relativas en las propiedades ópticamente absorbentes del aerosol que requieren una caracterización química y óptica complementaria para su interpretación.

Desde una perspectiva de transferencia tecnológica, el diseño desarrollado presenta atributos favorables para su eventual escalamiento e implementación en calefactores residenciales. A diferencia de tecnologías de postratamiento que requieren componentes adicionales para intervenir los gases una vez producidos, la solución propuesta actúa directamente sobre el proceso de combustión mediante una integración estructural y de operación pasiva, sin requerir consumo energético auxiliar. La incorporación de los bloques de MPI mediante la sustitución parcial de materiales que forman parte de la estructura interna del hogar constituye, además, una característica favorable para su futura adaptación a diseños convencionales. En conjunto con los beneficios termo-energéticos y la reducción de material particulado observados experimentalmente, estas características sugieren un potencial de transferencia y escalamiento de la tecnología, cuya factibilidad deberá ser evaluada posteriormente en términos de manufactura, costos, durabilidad y desempeño bajo condiciones de operación más diversas.

La naturaleza estructural del concepto propuesto a su vez abre la posibilidad de extrapolar su aplicación hacia otros artefactos residenciales de combustión de biomasa. Entre ellos, las cocinas a leña representan un caso de interés por su utilización extendida y su potencial contribución tanto a la contaminación atmosférica como a la exposición intradomiciliaria. La adaptación del principio de integración de MPI a este tipo de artefactos constituye, por tanto, una línea futura de desarrollo que permitiría evaluar la transferibilidad de los efectos observados en el presente prototipo hacia otras configuraciones de combustión. En este contexto, más que demostrar una aplicabilidad transversal, los resultados obtenidos proporcionan una base experimental para investigar el uso de MPI como plataforma de intervención de tipo primaria en diferentes tecnologías residenciales de biomasa.

Pese al potencial descrito, la maduración de la tecnología requiere ampliar su caracterización bajo un rango más diverso de condiciones operacionales. Futuras investigaciones deberían incrementar el número de ciclos evaluados e incorporar variaciones en las características y humedad del combustible, regímenes de carga y fases transitorias como el encendido en frío y caliente, la recarga y el enfriamiento del lecho, periodos en los que pueden producirse incrementos importantes de las emisiones. Asimismo, resulta necesario evaluar el comportamiento y la durabilidad del MPI durante períodos prolongados de operación. Una caracterización temporal más detallada permitiría establecer con mayor precisión las condiciones en que la tecnología presenta sus principales beneficios y aquellas donde persisten oportunidades de optimización.

A su vez, en materia de emisiones, resulta igualmente necesario profundizar en la caracterización de las fracciones ultrafinas y nanométricas del aerosol y complementar las mediciones actuales con técnicas capaces de resolver en tiempo real su distribución de tamaños, composición química y propiedades ópticas. Esto permitiría evaluar si las diferencias observadas en masa de MP, BC y UVPM se relacionan con cambios en procesos de formación, oxidación, aglomeración o evolución del aerosol, mecanismos que los resultados actuales no permiten discriminar. Complementariamente, la evaluación de la calidad del aire interior permitiría determinar el efecto

de la tecnología sobre la exposición de los ocupantes durante etapas críticas de operación, particularmente durante la recarga de combustible.

Finalmente, el diseño propuesto presenta características favorables para su desarrollo como una estrategia primaria de mitigación de emisiones en calefactores residenciales a leña, en concordancia con la necesidad de avanzar hacia sistemas de calefacción a biomasa de menor impacto ambiental. La reducción alcanzada en las emisiones de material particulado y en determinados productos asociados a combustión incompleta, simultáneamente con el aumento del desempeño termo-energético del artefacto, demuestra la posibilidad de intervenir el proceso de combustión sin establecer necesariamente una contraposición entre eficiencia energética y desempeño ambiental. Si bien la tecnología requiere avanzar en su optimización, escalamiento y validación bajo condiciones más amplias de operación, la evidencia obtenida proporciona una base experimental para continuar su desarrollo y evaluar su contribución futura a la reducción de la contaminación atmosférica asociada a la calefacción residencial a leña y, consecuentemente, a la disminución de la exposición de la población a material particulado atmosférico.

6. Referencias

- Abdul Mujeebu, M. (2016). Hydrogen and syngas production by superadiabatic combustion – A review. *Applied Energy*, 173, 210–224. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.04.018>
- Abdul Mujeebu, M., Mohamad, A. A., & Abdullah, M. Z. (2014). Applications of Porous Media Combustion Technology. In *The Role of Colloidal Systems in Environmental Protection* (pp. 615–633). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63283-8.00024-7>
- Allan, J., Cottrill, S., Churchill, S., Jones, J., Lea-Langton, A., Price-Allison, A., Stewart, R., Tarnawski, K., Williams, A., & Yardley, R. (2023). *Emission factors for domestic solid fuels. Work Package 1 Report*. (No. ED14880). Ricardo Energy & Environment.
- Babkin, V. S., Korzhavin, A. A., & Bunev, V. A. (1991). Propagation of premixed gaseous explosion flames in porous media. *Combustion and Flame*, 87, 182–190.
- Babkin, V. S., Vierzba, I., & Karim, G. A. (2002). Energy-Concentration Phenomenon in Combustion Waves. *Combustion, Explosion and Shock Waves*, 38(1), 1–8. <https://doi.org/10.1023/A:1014005014138>
- Basnet, S., Hartikainen, A., Virkkula, A., Yli-Pirilä, P., Kortelainen, M., Suhonen, H., Kilpeläinen, L., Ihalainen, M., Väättäinen, S., Louhisalmi, J., Somero, M., Tissari, J., Jakobi, G., Zimmermann, R., Kilpeläinen, A., & Sippula, O. (2024). Contribution of brown carbon to light absorption in emissions of European residential biomass combustion appliances. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 24(5), 3197–3215. <https://doi.org/10.5194/acp-24-3197-2024>
- Batool, K., Zhao, Z.-Y., Atif, F., & Dilanchiev, A. (2022). Nexus Between Energy Poverty and Technological Innovations: A Pathway for Addressing Energy Sustainability. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 888080. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.888080>
- BCN. (2012, July 30). *Biblioteca del Congreso Nacional | Ley Chile*. www.bcn.cl/leychile. <https://www.bcn.cl/leychile>
- BCN. (2022). *Ley N°21.499 Regula los biocombustibles sólidos*. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1183783>
- Bone, W. A. (1912). Surface combustion. *The Journal of the Franklin Institute of the State of Pennsylvania*, 173(2), 101–131.
- Briones-Valdivieso, C., & Petermann Rocha, F. (2023). Contaminación por partículas en Chile: ¿Cuál es su asociación con enfermedades cardiovasculares? *Revista Médica de Chile*, 151(10), 1416–1418. <https://doi.org/10.4067/s0034-98872023001001416>

- Bu, X., Xie, Z., Liu, J., Wei, L., Wang, X., Chen, M., & Ren, H. (2021). Global PM_{2.5}-attributable health burden from 1990 to 2017: Estimates from the Global Burden of disease study 2017. *Environmental Research*, 197, 111123. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111123>
- Butt, E. W., Rap, A., Schmidt, A., Scott, C. E., Pringle, K. J., Reddington, C. L., Richards, N. A. D., Woodhouse, M. T., Ramirez-Villegas, J., Yang, H., Vakkari, V., Stone, E. A., Rupakheti, M., S. Praveen, P., G. van Zyl, P., P. Beukes, J., Josipovic, M., Mitchell, E. J. S., Sallu, S. M., ... Spracklen, D. V. (2016). The impact of residential combustion emissions on atmospheric aerosol, human health, and climate. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(2), 873–905. <https://doi.org/10.5194/acp-16-873-2016>
- Carvalho, R. L., Vicente, E. D., Tarelho, L. A. C., & Jensen, O. M. (2018). Wood stove combustion air retrofits: A low cost way to increase energy savings in dwellings. *Energy and Buildings*, 164, 140–152. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.01.002>
- Caubel, J. J., Trojanowski, R., Butcher, T., & Rapp, V. H. (2023). A review of regulatory standard test methods for residential wood heaters and recommendations for their advancement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 184, 113501. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113501>
- Cereceda-Balic, F., Toledo, M., Vidal, V., Guerrero, F., Diaz-Robles, L. A., Petit-Breuilh, X., & Lapuerta, M. (2017). Emission factors for PM_{2.5}, CO, CO₂, NO_x, SO₂ and particle size distributions from the combustion of wood species using a new controlled combustion chamber 3CE. *Science of The Total Environment*, 584–585, 901–910. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.136>
- Chowdhury, S., Pillarisetti, A., Oberholzer, A., Jetter, J., Mitchell, J., Cappuccilli, E., Aamaas, B., Aunan, K., Pozzer, A., & Alexander, D. (2023). A global review of the state of the evidence of household air pollution's contribution to ambient fine particulate matter and their related health impacts. *Environment International*, 173, 107835. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107835>
- Chowdhury, S., Pozzer, A., Haines, A., Klingmüller, K., Münzel, T., Paasonen, P., Sharma, A., Venkataraman, C., & Lelieveld, J. (2022). Global health burden of ambient PM_{2.5} and the contribution of anthropogenic black carbon and organic aerosols. *Environment International*, 159, 107020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107020>
- Ciria, D., Orihuela, M. P., Becerra, J. A., Chacartegui, R., & Ramírez-Rico, J. (2021). Impact of flame confinement with inert ceramic foams on the particulate emissions of domestic heating systems. *Fuel*, 304, 121264. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121264>
- Ciria, D., Orihuela, M. P., Moreno-Naranjo, P., Chacartegui, R., Ramírez-Rico, J., & Becerra, J. A. (2022). Flame confinement in biomass combustion systems for particles abatement.

- Energy Conversion and Management*, 264, 115706.
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115706>
- Commission Regulation (EU). (2015). *2015/1185 of 24 April 2015 implementing Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council with regard to ecodesign requirements for solid fuel local space heaters (Text with EEA relevance)*. Official Journal.
<http://data.europa.eu/eli/reg/2015/1185/oj>
- CORFO. (2013). *Estufa a Leña de Alta Eficiencia Energética y Bajas Emisiones para Calefacción Residencial*. <http://repositoriodigital.corfo.cl/xmlui/handle/11373/8698>
- CSP. (2019). *Dirección de Presupuesto del Ministerio de Hacienda. Evaluación Programa de Recambio de Calefactores a Leña del Ministerio del Medio Ambiente*. Centro de Sistemas Públicos, Universidad de Chile.
- Czech, H., Miersch, T., Orasche, J., Abbaszade, G., Sippula, O., Tissari, J., Michalke, B., Schnelle-Kreis, J., Streibel, T., Jokiniemi, J., & Zimmermann, R. (2018). Chemical composition and speciation of particulate organic matter from modern residential small-scale wood combustion appliances. *Science of The Total Environment*, 612, 636–648.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.263>
- Dana Lynn, C. (2014). Hearth and Campfire Influences on Arterial Blood Pressure: Defraying the Costs of the Social Brain through Fireside Relaxation. *Evolutionary Psychology*, 12(5), 983–1003. <https://doi.org/10.1177/147470491401200509>
- De Best, C. J. J. M., Van Kemenade, H. P., Brunner, T., & Obernberger, I. (2008). Particulate Emission Reduction in Small-Scale Biomass Combustion Plants by a Condensing Heat Exchanger. *Energy & Fuels*, 22(1), 587–597. <https://doi.org/10.1021/ef060435t>
- Demirbas, A. (2007). Combustion of Biomass. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 29(6), 549–561. <https://doi.org/10.1080/009083190957694>
- DGAC. (2025). *Dirección General de Aeronáutica Civil. Servicios Climáticos*.
<https://climatologia.meteochile.gob.cl/>
- Eshetu Abebaw, S. (2024). Household Fuelwood Consumption and Its Implication for Carbon Dioxide Emission. *New Energy Exploitation and Application*, 3(2), 215–227.
<https://doi.org/10.54963/nee.v3i2.263>
- Fowler, D., Brimblecombe, P., Burrows, J., Heal, M. R., Grennfelt, P., Stevenson, D. S., Jowett, A., Nemitz, E., Coyle, M., Liu, X., Chang, Y., Fuller, G. W., Sutton, M. A., Klimont, Z., Unsworth, M. H., & Vienne, M. (2020). A chronology of global air quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 378(2183), 20190314. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0314>

- Gallardo, S., Farías, O., Cornejo, P., Cuevas, C., Valín, M., & Jimenez, J. (2024). Improving the performance of a condensing heat exchanger for biomass combustion at household scale. *Renewable Energy*, 228, 120628. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2024.120628>
- Ghidossi, R., Bonnet, J.-P., Rebollar-Perez, G., Carretier, E., Ferrasse, J.-H., Vicente, J., Topin, F., & Moulin, P. (2009). Separation of particles from hot gases using metallic foams. *Journal of Materials Processing Technology*, 209(8), 3859–3868. <https://doi.org/10.1016/j.jmatprotec.2008.08.033>
- Ghorashi, S. A., & Khandelwal, B. (2023). Toward the ultra-clean and highly efficient biomass-fired heaters. A review. *Renewable Energy*, 205, 631–647. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2023.01.109>
- Gi, K., Sano, F., Hayashi, A., Tomoda, T., & Akimoto, K. (2018). A global analysis of residential heating and cooling service demand and cost-effective energy consumption under different climate change scenarios up to 2050. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 23(1), 51–79. <https://doi.org/10.1007/s11027-016-9728-6>
- Glarborg, P., Jensen A.D., Johnsson J.E. (2003). Fuel nitrogen conversion in solid fuel fired systems. *Progress in Energy and Combustion Science*, 29(2), 89–113. [https://doi.org/10.1016/S0360-1285\(02\)00031-X](https://doi.org/10.1016/S0360-1285(02)00031-X)
- Grigonyte-Lopez Rodriguez, J. (2020). *Reduction of fine particle emissions from small-scale wood combustion using a novel heat exchanger system*. Suomen Aerosolitutkimusseura r.y. <https://erepo.uef.fi/handle/123456789/23882>
- Guerrero, F., Arriagada, A., Muñoz, F., Silva, P., Ripoll, N., & Toledo, M. (2021). Particulate matter emissions reduction from residential wood stove using inert porous material inside its combustion chamber. *Fuel*, 289, 119756. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119756>
- Hartmann, H. (2022). *Inventory of national strategies for reducing the impact on air quality from residential wood combustion*. (Task 32 Biomass Combustion). IEA Bioenergy. <https://www.ieabioenergy.com/blog/publications/inventory-of-national-strategies-for-reducing-the-impact-on-air-quality-from-residential-wood-combustion/>
- Health Effects Institute. (2024). *State of Global Air 2024* [Special Report]. Health Effects Institute. <https://www.stateofglobalair.org/resources/archived/state-global-air-report-2024>
- Hofflinger, Á., Boso, À., & Oltra, C. (2019). The Home Halo Effect: How Air Quality Perception is Influenced by Place Attachment. *Human Ecology*, 47(4), 589–600. <https://doi.org/10.1007/s10745-019-00100-z>
- Holubčík, M., Čajová Kantová, N., Jandačka, J., & Čaja, A. (2022). The Performance and Emission Parameters Based on the Redistribution of the Amount of Combustion Air of the Wood Stove. *Processes*, 10(8), 1570. <https://doi.org/10.3390/pr10081570>

- Howell, J. R., Hall, M. J., & Ellzey, J. L. (1996). Combustion of hydrocarbon fuels within porous inert media. *Progress in Energy and Combustion Science*, 22(2), 121–145. [https://doi.org/10.1016/0360-1285\(96\)00001-9](https://doi.org/10.1016/0360-1285(96)00001-9)
- Hukkanen, A., Kaivosoja, T., Sippula, O., Nuutinen, K., Jokiniemi, J., & Tissari, J. (2012). Reduction of gaseous and particulate emissions from small-scale wood combustion with a catalytic combustor. *Atmospheric Environment*, 50, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.01.016>
- Huneus, N., Urquiza, A., Gayó, E., Osses, M., Arriagada, R., Valdés, M., Álamos, N., Amigo, C., Arrieta, D., Basoa, K., Billi, M., Blanco, G., Boisier, J. P., Calvo, R., Casielles, I., Castro, M., Chahuán, J., Christie, D., Cordero, L., ... Tovett, S. (2020). *El aire que respiramos: Pasado, presente y futuro – Contaminación atmosférica por MP2,5 en el centro y sur de Chile* (p. 102). Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2. www.cr2.cl/contaminacion/
- IEA. (2025). *Heating*. International Energy Agency. <https://www.iea.org/energy-system/buildings/heating#home-heating-technologies>
- IQAir. (2024). *2024 World Air Quality Report. Region & City PM2.5 Ranking*. <https://www.iqair.com/world-most-polluted-cities>
- Isabel Malico. (2015). Potential of Porous Media Combustion Technology for Household Applications. *International Journal of Advanced Thermofluid Research*, 1(1), 45–62. <https://doi.org/10.51141/ijatr.v1i1.5>
- Jaime, M. M., Chávez, C., & Gómez, W. (2020). Fuel choices and fuelwood use for residential heating and cooking in urban areas of central-southern Chile: The role of prices, income, and the availability of energy sources and technology. *Resource and Energy Economics*, 60, 101125. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2019.101125>
- Kamal, M. M., & Mohamad, A. A. (2006). Combustion in Porous Media. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy*, 220(5), 487–508. <https://doi.org/10.1243/09576509JPE169>
- Kangas, L., Kukkonen, J., Kauhaniemi, M., Riikonen, K., Sofiev, M., Kousa, A., Niemi, J. V., & Karppinen, A. (2024). The contribution of residential wood combustion to the PM_{2.5} concentrations in the Helsinki metropolitan area. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 24(2), 1489–1507. <https://doi.org/10.5194/acp-24-1489-2024>
- Karlsson, B. S. A., Håkansson, M., Sjöblom, J., & Ström, H. (2020). Light my fire but don't choke on the smoke: Wellbeing and pollution from fireplace use in Sweden. *Energy Research & Social Science*, 69, 101696. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101696>

- Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504–526. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039>
- Kilkenny, K., Zhang, S., & MacCarty, N. (2024). Residential wood heat in the US: Results of a survey investigating user behavior and operation of wood heating appliances. *Energy and Buildings*, 324, 114911. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2024.114911>
- Kim, K.-H., Jahan, S. A., Kabir, E., & Brown, R. J. C. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*, 60, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.019>
- König, M., Hartmann, I., Varas-Concha, F., Torres-Fuchslocher, C., & Hoferecht, F. (2021). Effects of single and combined retrofit devices on the performance of wood stoves. *Renewable Energy*, 171, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.02.050>
- Koppejan, J., & Van Loo, S. (Eds.). (2012). *The Handbook of Biomass Combustion and Co-firing* (0 ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849773041>
- Kulkarni, P., Baron, P. A., & Willeke, K. (Eds.). (2011). *Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications* (1st ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118001684>
- Kuye, A., & Kumar, P. (2023). A review of the physicochemical characteristics of ultrafine particle emissions from domestic solid fuel combustion during cooking and heating. *Science of The Total Environment*, 886, 163747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163747>
- Laboureur, M., Hannard, M., Barakat, T., Goel, A., Cornette, J., Bram, S., Renard, P., Duquesne, T., & Su, B.-L. (2025). Abatement of Emissions of a Residential Wood Stove: Effect of the Catalyst on Gaseous and Condensable Pollutants Concentration and Their Toxicity. *ACS Omega*, 10(24), 25506–25517. <https://doi.org/10.1021/acsomega.5c00854>
- Lelieveld, J., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Haines, A., & Münzel, T. (2020). Loss of life expectancy from air pollution compared to other risk factors: A worldwide perspective. *Cardiovascular Research*, 116(11), 1910–1917. <https://doi.org/10.1093/cvr/cvaa025>
- Li, R., Li, S., Jiang, X., Wu, Y., & Hu, K. (2024). Organic Vapors from Residential Biomass Combustion: Emission Characteristics and Conversion to Secondary Organic Aerosols. *Atmosphere*, 15(6), 692. <https://doi.org/10.3390/atmos15060692>
- Li, Y., Henze, D. K., Jack, D., Henderson, B. H., & Kinney, P. L. (2016). Assessing public health burden associated with exposure to ambient black carbon in the United States. *Science of The Total Environment*, 539, 515–525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.129>
- Lisý, M., Lisá, H., Jecha, D., Baláš, M., & Križan, P. (2020). Characteristic Properties of Alternative Biomass Fuels. *Energies*, 13(6), 1448. <https://doi.org/10.3390/en13061448>

- Louhisalmi, J., Rinta-Kiikka, H., Väättäinen, S., Schön, C., Koponen, H., Sippula, O., Dhital, N. B., Krpec, K., Fraboulet, I., Cea, B., Hartmann, H., & Tissari, J. (2026). Particulate matter measurement in residential wood combustion: Method comparison and introduction of a novel approach. *Fuel*, 408, 137738. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2025.137738>
- Low, N. M. P. (1984). The Thermal Insulating Properties of Vermiculite. *Journal of Thermal Insulation*, 8(2), 107–115. <https://doi.org/10.1177/109719638400800205>
- Lucke, C. E. (1913). Design of Surface Combustion Appliances. *Journal of Industrial & Engineering Chemistry*, 5(10), 801–824. <https://doi.org/10.1021/ie50058a003>
- Mack, R., & Hartmann, H. (2016). Performance of Catalytic and Non-Catalytic Foam Ceramic Elements in Log Wood Stoves [Application/pdf]. *Proceedings of the 24th European Biomass Conference and Exhibition, 6-9 June 2016, 6 Pages*. <https://doi.org/10.5071/24THEUBCE2016-2AO.2.3>
- Mardones, C., & Cornejo, N. (2020). Ex-post evaluation of environmental decontamination plans on air quality in Chilean cities. *Journal of Environmental Management*, 256, 109929. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109929>
- Masami, K. (2021). *Primary Household Energy for Cooking and Heating in 52 Developing Economies*. World Bank. <https://hdl.handle.net/10986/35947>
- Masset, P.-A., Duchaine, F., Pestre, A., & Selle, L. (2023). Modelling challenges of volume-averaged combustion in inert porous media. *Combustion and Flame*, 251, 112678. <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2023.112678>
- Meloni, E., Caldera, M., Palma, V., Pignatelli, V., & Gerardi, V. (2019). Soot abatement from biomass boilers by means of open-cell foams filters. *Renewable Energy*, 131, 745–754. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.07.098>
- Meyer, K., & Klobes, P. (2006). *NIST recommended practice guide: Porosity and specific surface area measurements for solid materials/* (NBS SP 960-17; 0 ed., p. NBS SP 960-17). National Institute of Standards and Technology. <https://doi.org/10.6028/NBS.SP.960-17>
- Ministerio de Energía. (2014). Resolución Exenta N.º 47, de 4 de noviembre de 2014, establece etiqueta de consumo energético de calefactores a leña. Diario Oficial de la República de Chile, 21 de noviembre de 2014. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://www.sec.cl/sitio-web/wp-content/uploads/2019/06/RE47-2014_MINENERGIA_APRUEBAEEEE_CALEFACTORES_LENA.pdf](https://www.sec.cl/sitio-web/wp-content/uploads/2019/06/RE47-2014_MINENERGIA_APRUEBAEEEE_CALEFACTORES_LENA.pdf)
- Ministerio de Energía. (2025). *Consulta Pública. Reglamento de la Ley 21.499 que regula la calidad de los biocombustibles sólidos que se comercializan en Chile*. Gobierno de Chile. <https://energia.gob.cl/consultas-publicas/reglamento-de-la-ley-21499-que-regula-la->

calidad-de-los-biocombustibles-solidos-que-se-comercializan-en-chile#:~:text=Nombre%20de%20la%20consulta:&text=El%20objetivo%20de%20la%20ey,Modernizaci%C3%B3n%20de%20los%20biocombustibles%20s%C3%B3lidos%E2%80%9D.&text=Your%20browser%20can't%20play%20this%20video.&text=An%20error%20occurred.,is%20disabled%20in%20your%20browser.

Minsiterio de Energía. (2022, November 4). *Ley 21499. Regula los Biocombustibles Sólidos*. <https://bcn.cl/3982d>

Mishra, N. K., Muthukumar, P., & Panigrahy, S. (2018). A Review on Clean Combustion Within Porous Media. In N. Sharma, A. K. Agarwal, P. Eastwood, T. Gupta, & A. P. Singh (Eds.), *Air Pollution and Control* (pp. 209–224). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7185-0_12

MMA. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile (2024a). *Informe del Estado del Medio Ambiente 2024*. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. <https://sinia.mma.gob.cl/estado-del-medio-ambiente/>

MMAA. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile (2025a). *Planes de descontaminación atmosférica*. Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. <https://ppda.mma.gob.cl/>

MMA. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile (2025b). *Expediente de Norma de Emisión de Material Particulado, para los artefactos que combustionen o puedan combustionar leña y pellet de madera*. Portal de Planes y Normas. Ministerio Del Medio Ambiente. Gobierno de Chile. https://planesynormas.mma.gob.cl/normas/expediente/index.php?tipo=busqueda&id_expediente=926271

MMA. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile (2025c). *Revisión de la norma de emisión de material particulado, para los artefactos que combustionen o puedan combustionar leña y pellet de madera. D.S. N°39 de 2011*. Portal de Planes y Normas. Ministerio Del Medio Ambiente. Gobierno de Chile. https://planesynormas.mma.gob.cl/normas/expediente/index.php?tipo=busqueda&id_expediente=942052

MMA. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile (2025d). *Resolución 7923 Exenta. Anteproyecto de la norma de emisión para los artefactos que combustionen o puedan combustionar leña y pellet, elaborado a partir de la revisión del Decreto Supremo N°39, de 2011, del Ministerio del Medio Ambiente y lo somete a consulta pública*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1214020>

- Mohammadi, A., & Jazayeri, A. (2012). Numerical Simulation of Combustion in Porous Media. In M. Andriychuk (Ed.), *Numerical Simulation—From Theory to Industry*. InTech. <https://doi.org/10.5772/50386>
- Morgan Advance Materials. (2025). *Thermal Shock Resistance in Ceramics. Rapid Temperature Change Performance*. Technical Ceramics. <https://www.morgantechnicalceramics.com/en-gb/ceramics-101/thermal-properties-of-ceramics/thermal-shock-resistance/>
- Mujeebu, M. A., Abdullah, M. Z., Bakar, M. Z. A., Mohamad, A. A., Muhad, R. M. N., & Abdullah, M. K. (2009). Combustion in porous media and its applications – A comprehensive survey. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2287–2312. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.10.009>
- Muller, C., & Yan, H. (2016). *Household Fuel Use in Developing Countries: Review of Theory and Evidence*. <https://shs.hal.science/halshs-01290714v1>
- Nussbaumer, T. (2003). Combustion and Co-combustion of Biomass: Fundamentals, Technologies, and Primary Measures for Emission Reduction. *Energy & Fuels*, 17(6), 1510–1521. <https://doi.org/10.1021/ef030031q>
- Obaidullah, Md., Svend, B., & Jacques, D. R. (2018). Investigation of Optimal Dilution Ratio from a Dilution Tunnel Using in Particulate Matter Measurement. *International Journal of Engineering Technology and Sciences*, 5(1), 17–33. <https://doi.org/10.15282/ijets.v5i1.2802>
- Ohlemiller, T. J. (1985). Modeling of smoldering combustion propagation. *Progress in Energy and Combustion Science*, 11(4), 277–310. [https://doi.org/10.1016/0360-1285\(85\)90004-8](https://doi.org/10.1016/0360-1285(85)90004-8)
- Pani, S. K., Wang, S.-H., Lin, N.-H., Chantara, S., Lee, C.-T., & Thepnuan, D. (2020). Black carbon over an urban atmosphere in northern peninsular Southeast Asia: Characteristics, source apportionment, and associated health risks. *Environmental Pollution*, 259, 113871. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113871>
- Peng, Z., & Sun, J. (2025). Biomass burning enhanced human exposure risks in the context of global warming. *Journal of Environmental Exposure Assessment*, 4(1). <https://doi.org/10.20517/jeea.2024.43>
- Pettersson, E., Boman, C., Westerholm, R., Boström, D., & Nordin, A. (2011). Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 2: Wood Stove. *Energy & Fuels*, 25(1), 315–323. <https://doi.org/10.1021/ef1007787>
- Pickenaecker, O., Pickenaecker, K., Wawrzinek, K., Trimis, D., Pritzkow, W., Mueller, C., Goedtke, P., Papenburg, U., Adler, J., Standke, G., Heymer, H., Tauscher, W., & Jansen,

- F. (1999). Innovative Ceramic Materials for Porous-Medium Burners, II. *InterCeram: International Ceramic Review*, 48, 424–433.
- POWER. (2012, June 1). Particulate Matter Air Quality Standards Continue to Evolve. *POWER Magazine*. <https://www.powermag.com/particulate-matter-air-quality-standards-continue-to-evolve/>
- POWER. (2015, July 1). A Brief History of In-Stack PM Measurement. *POWER Magazine*. <https://www.powermag.com/a-brief-history-of-in-stack-pm-measurement/>
- Pozo, K., Estellano, V. H., Harner, T., Diaz-Robles, L., Cereceda-Balic, F., Etcharren, P., Pozo, K., Vidal, V., Guerrero, F., & Vergara-Fernández, A. (2015). Assessing Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) using passive air sampling in the atmosphere of one of the most wood-smoke-polluted cities in Chile: The case study of Temuco. *Chemosphere*, 134, 475–481. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.077>
- RedPE. (2021). *Caracterización del mercado de la leña y sus barreras para la transición energética*. Red de Pobreza Energética. <https://pobrezaenergetica.cl/2020/09/30/documento-de-trabajo-caracterizacion-del-mercado-de-la-leña-en-chile-y-sus-barreras-para-la-transicion-energetica/>
- RedPE, & Generadoras de Chile. (2022). *Una mirada multidimensional a la pobreza energética en Chile* (No. 1). <https://pobrezaenergetica.cl/2022/01/31/una-mirada-multidimensional-a-la-pobreza-energetica-en-chile/>
- Regueiro, A., Patiño, D., Porteiro, J., Granada, E., & Míguez, J. (2016). Effect of Air Staging Ratios on the Burning Rate and Emissions in an Underfeed Fixed-Bed Biomass Combustor. *Energies*, 9(11), 940. <https://doi.org/10.3390/en9110940>
- Reichert, G., & Schmidl, C. (2018). *Advanced Test methods for Firewood Stoves. Report on consequences of real-life operation on stove performance*. IEA Bioenergy.
- Reyes, R., Schueftan, A., Ruiz, C., & González, A. D. (2019). Controlling air pollution in a context of high energy poverty levels in southern Chile: Clean air but colder houses? *Energy Policy*, 124, 301–311. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.10.022>
- Rico, J.J., Patiño, D., Cid, N., & Pérez-Orozco, R. (2020). PM reduction and flame confinement in biomass combustion using a porous inert material. *Fuel*, 280, 118496. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118496>
- Rico, J.J., Pérez-Orozco, R., Porteiro, J., & Patiño, D. (2023). Effect of air staging and porous inert material on the emission of volatile organic compounds in solid biomass combustion. *Fuel*, 351, 128907. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.128907>

- Rinta-Kiikka, H., Dahal, K., Louhisalmi, J., Koponen, H., Sippula, O., Krpec, K., & Tissari, J. (2024). The Effect of Wood Species on Fine Particle and Gaseous Emissions from a Modern Wood Stove. *Atmosphere*, 15(7), 839. <https://doi.org/10.3390/atmos15070839>
- Rocchiccioli Núñez, N. (2021). *MODELACIÓN Y SIMULACIÓN COMPUTACIONAL DEL PROCESO DE COMBUSTIÓN DE LEÑA EN UNA ESTUFA DE CALEFACCIÓN RESIDENCIAL*. Universidad Técnica Federico Santa María. <https://doi.org/10.71700/DSPACE-MEMORIAS/1088>
- Santiago-De La Rosa, N., Mugica-Álvarez, V., Cereceda-Balic, F., Guerrero, F., Yáñez, K., & Lapuerta, M. (2017). Emission factors from different burning stages of agriculture wastes in Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(31), 24297–24310. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0049-4>
- Schön, C., & Hartmann, H. (2018). *Status of PM emission measurement methods and new developments. Technical report*. IEA Bioenergy.
- Schwarzer, L., Frey, A. M., & Warming-Jespersen, M. G. (2022). *Design of low emission wood stoves. Technical Guidelines*. (IEA Bioenergy: Task 32 Biomass Combustion.). <https://task32.ieabioenergy.com/publications/design-of-low-emission-wood-stoves-technical-guidelines/>
- Semenya, K., & Machete, F. (2019). Factors that influence firewood use among electrified Bapedi households of Senwabarwana Villages, South Africa. *African Journal of Science, Technology, Innovation and Development*, 11(6), 719–729. <https://doi.org/10.1080/20421338.2019.1572336>
- Skreiberg O. & Seljeskog M. (2018). Performance history and further improvement potential for wood stoves. *Chemical Engineering Transactions*, 65, 199–204. <https://doi.org/10.3303/CET1865034>
- Skreiberg Oyvind. (2025). Emissions from Wood Stoves and Health Impacts Assessments—A Critical Review. *Chemical Engineering Transactions*, 117, 49–54. <https://doi.org/10.3303/CET25117009>
- Suhonen, H., Laitinen, A., Kortelainen, M., Koponen, H., Kinnunen, N., Suvanto, M., Tissari, J., & Sippula, O. (2021). Novel fine particle reduction method for wood stoves based on high-temperature electric collection of naturally charged soot particles. *Journal of Cleaner Production*, 312, 127831. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127831>
- Szramowiat-Sala, K., Korzeniewska, A., Sornek, K., Marczak, M., Wierońska, F., Berent, K., Gołaś, J., & Filipowicz, M. (2019). The properties of particulate matter generated during wood combustion in in-use stoves. *Fuel*, 253, 792–801. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.05.026>

- Tissari, J. (2008). *Fine particle emissions from residential wood combustion* [Doctoral dissertation, Department of Environmental Science. University of Kuopio]. <https://erepo.uef.fi/handle/123456789/9003>
- Tissari, J., Hytönen, K., Lyyränen, J., & Jokiniemi, J. (2007). A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion. *Atmospheric Environment*, 41(37), 8330–8344. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.06.018>
- Torvela, T., Tissari, J., Sippula, O., Kaivosoja, T., Leskinen, J., Virén, A., Lähde, A., & Jokiniemi, J. (2014). Effect of wood combustion conditions on the morphology of freshly emitted fine particles. *Atmospheric Environment*, 87, 65–76. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.028>
- Trimis, D., & Durst, F. (1996). Combustion in a Porous Medium-Advances and Applications. *Combustion Science and Technology*, 121(1–6), 153–168. <https://doi.org/10.1080/00102209608935592>
- Trojanowski, R., & Fthenakis, V. (2019). Nanoparticle emissions from residential wood combustion: A critical literature review, characterization, and recommendations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 103, 515–528. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.007>
- Ürge-Vorsatz, D., Cabeza, L. F., Serrano, S., Barreneche, C., & Petrichenko, K. (2015). Heating and cooling energy trends and drivers in buildings. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41, 85–98. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.08.039>
- US EPA, O. (2013, February 22). *Summary of the Clean Air Act* [Overviews and Factsheets]. <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-air-act>
- US EPA, O. (2016a, January 13). *Cord Wood and Crib Wood Testing* [Overviews and Factsheets]. <https://www.epa.gov/burnwise/cord-wood-and-crib-wood-testing>
- US EPA, O. (2016b, March 9). *Process for Developing Improved Cordwood Test Methods for Wood Heaters* [Overviews and Factsheets]. <https://www.epa.gov/burnwise/process-developing-improved-cordwood-test-methods-wood-heaters>
- US EPA, O. (2016c, June 20). *Method 5G - Particulate Matter Wood Heaters from a Dilution Tunnel* [Other Policies and Guidance]. <https://www.epa.gov/emc/method-5g-particulate-matter-wood-heaters-dilution-tunnel>
- US EPA, O. (2023, October 19). *New Source Performance Standards for Residential Wood Heaters* [Other Policies and Guidance]. <https://www.epa.gov/stationary-sources-air-pollution/new-source-performance-standards-residential-wood-heaters>

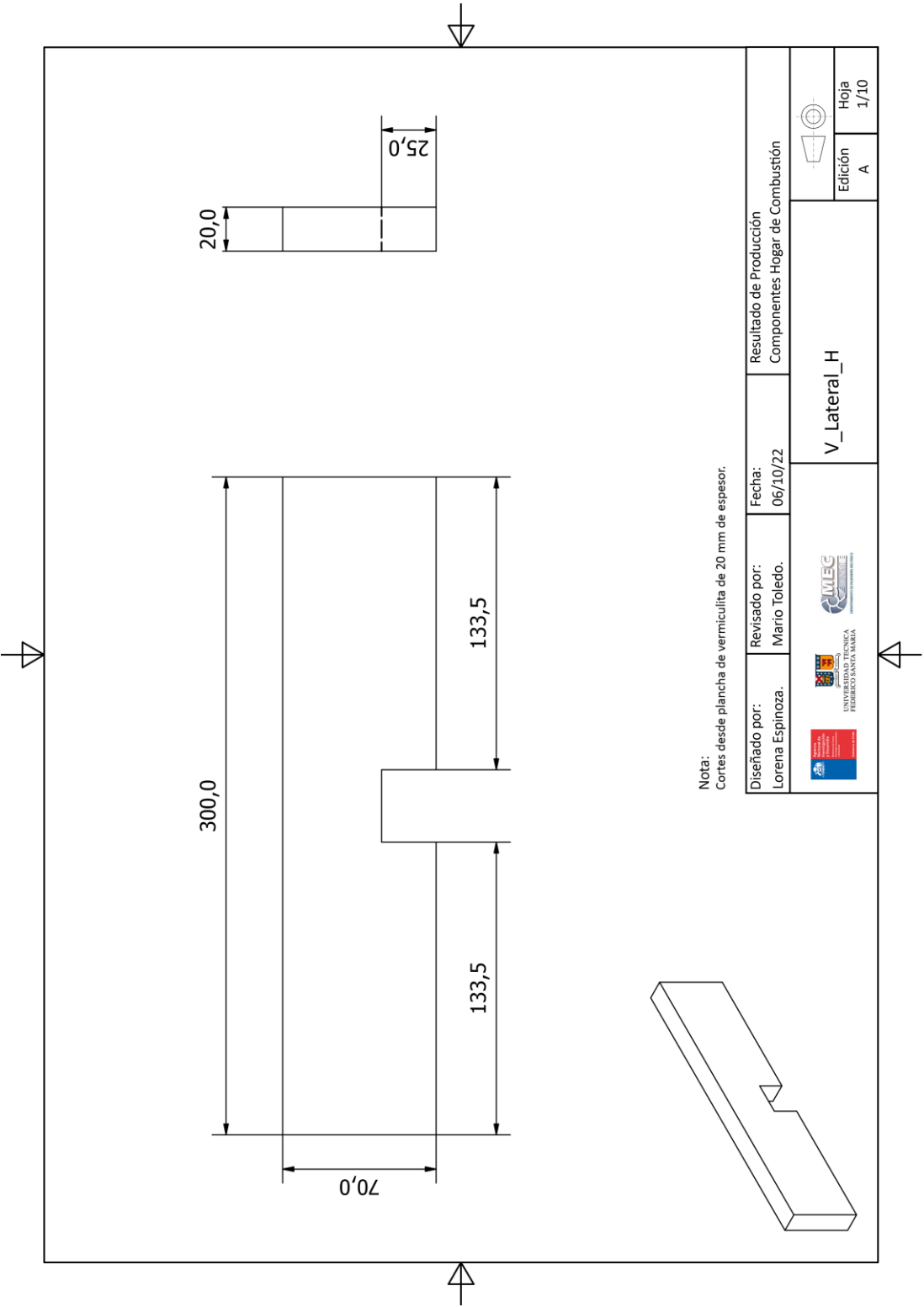
- Vicente, E. D., & Alves, C. A. (2018). An overview of particulate emissions from residential biomass combustion. *Atmospheric Research*, 199, 159–185. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.08.027>
- WHO. (2021). *Global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2,5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfure dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization.
- Wöhler, M., Jaeger, D., Pelz, S. K., & Thorwarth, H. (2017). Potential of Integrated Emissions Reduction Systems in a Firewood Stove under Real Life Operation Conditions. *Energy & Fuels*, 31(7), 7562–7571. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b00803>
- Wood, S., & Harris, A. T. (2008). Porous burners for lean-burn applications. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(5), 667–684. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2008.04.003>
- Woodard, K. (1998). *Stationary source control techniques document for fine particulate matter* (EPA-452/R-97-001). EPA. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/2000DM1R.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995%20Thru%201999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C95THRU99%5CTXT%5C00000009%5C2000DM1R.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1>
- Yang, Z., Zhang, W., Liu, H., Zhang, W., & Qin, M. (2024). Field study of meeting thermal needs of occupants in old residential buildings in low-temperature environments using personalized local heating. *Building and Environment*, 247, 111004. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.111004>
- Zalzal, J., Liu, Y., Smargiassi, A., & Hatzopoulou, M. (2024). Improving residential wood burning emission inventories with the integration of readily available data sources. *Science of The Total Environment*, 946, 174226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174226>
- Zhang, X., Ojha, B., Bichlmaier, H., Hartmann, I., & Kohler, H. (2023). Extensive Gaseous Emissions Reduction of Firewood-Fueled Low Power Fireplaces by a Gas Sensor Based Advanced Combustion Airflow Control System and Catalytic Post-Oxidation. *Sensors*, 23(10), 4679. <https://doi.org/10.3390/s23104679>
- ZUMELZU, C. R., BUBNOVICH, V., MOYA, R. S., & BENAVIDES, N. M. (2014). *Post combustor* (World Intellectual Property Organization Patent No. WO2014083504A2). <https://patents.google.com/patent/WO2014083504A2/en>

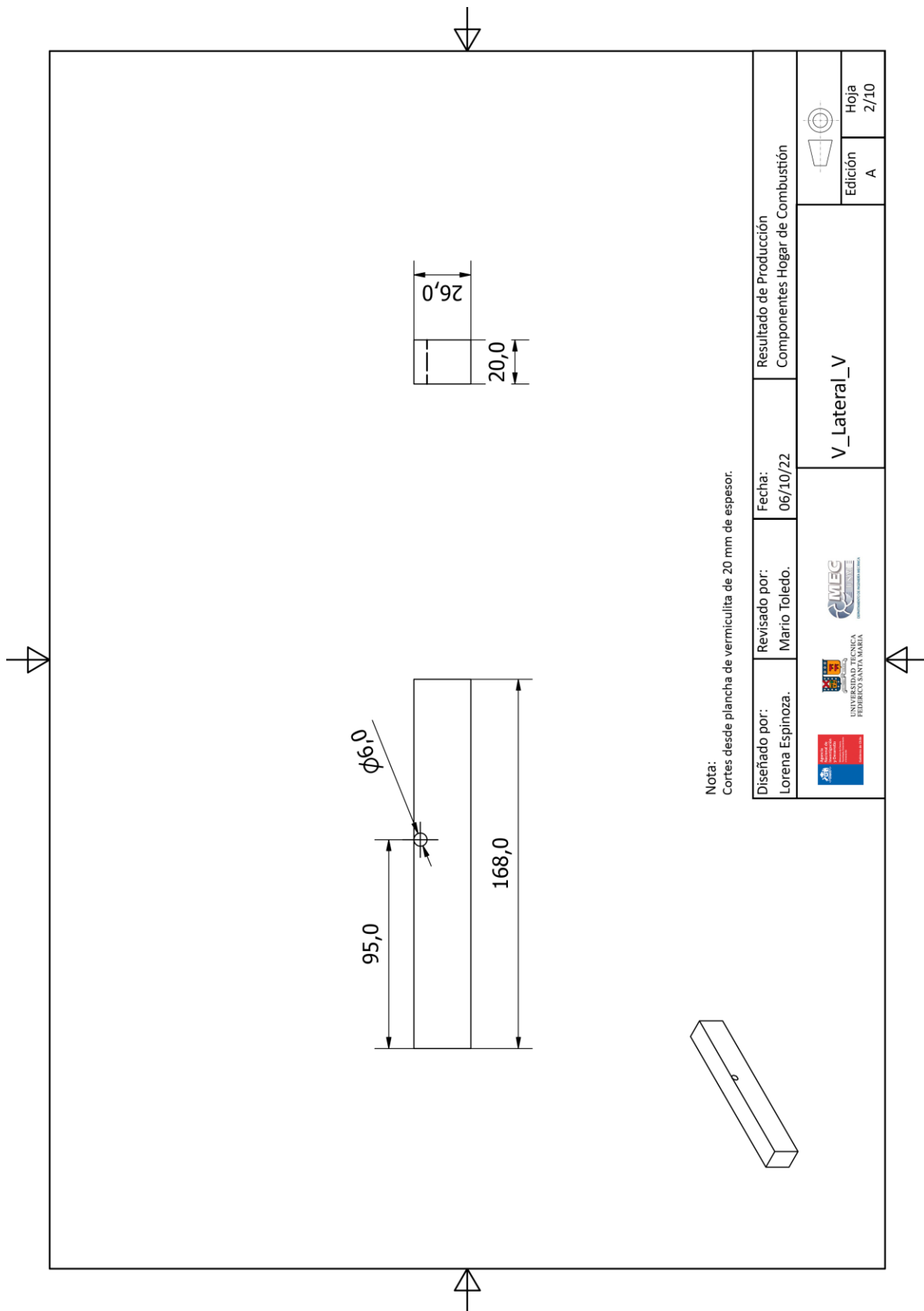
7. Anexos

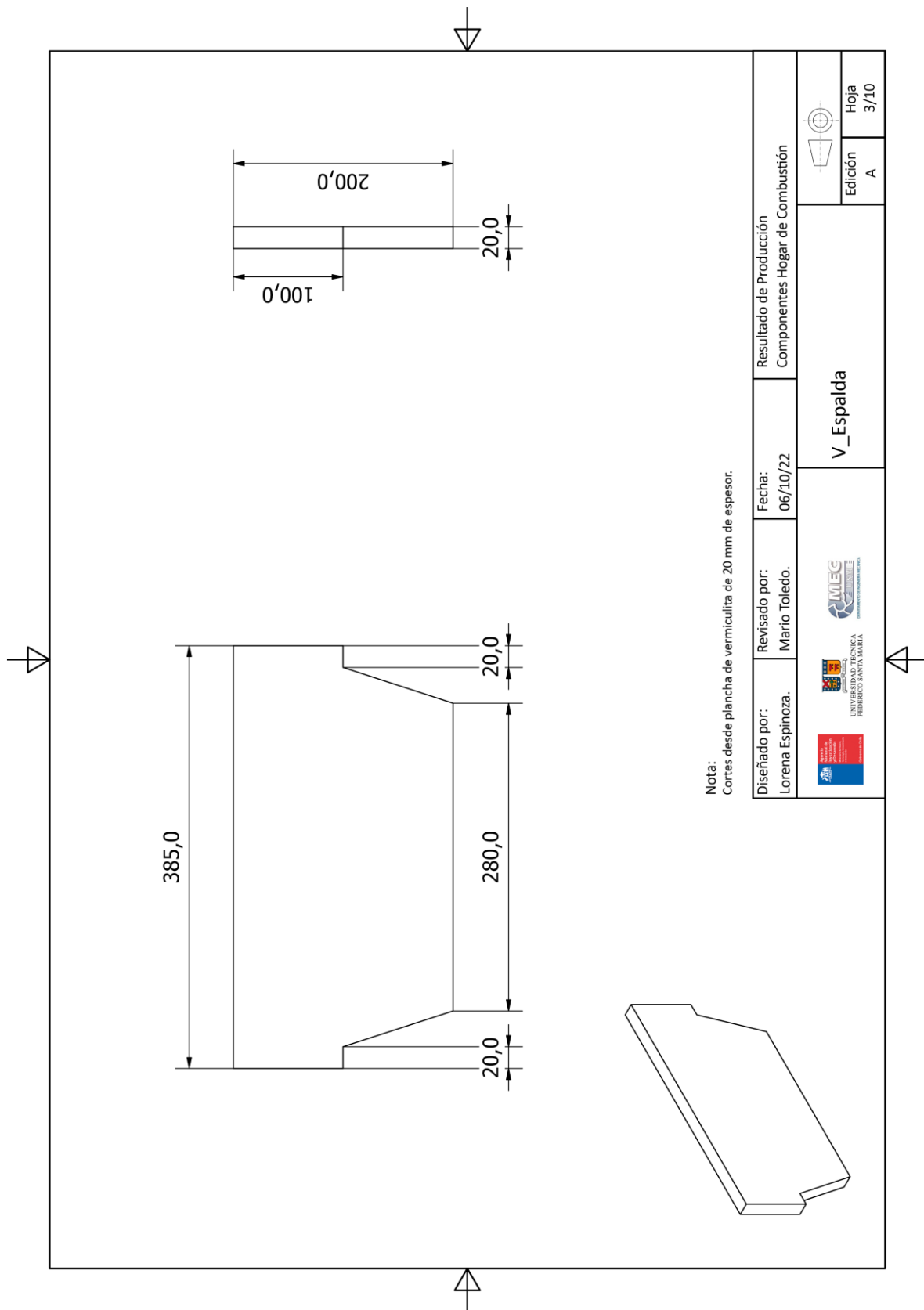
Anexo I. Oferta técnica de soluciones secundarias disponibles en el mercado chileno.

Tecnología	Empresa	Producto	Artibutos	Costo (CLP\$)
Post-combustión	Ecoturbo 	EcoTurbo 3.1.	Quemador de gases convectivo. 	\$487.900 (manual) \$618.800 (automático)
	https://www.ecoturbo.cl/collections/all			
Precipitador electroestático	Blummo  <i>Empresa de base científica-tecnológica (Santiago).</i>	Filtro Outdoor 8 Filtro Indoor	Hasta ~90% del MP de estufas a leña. 	\$799.000 (outdoor) \$749.000 (indoor)
	https://blummo.cl/tienda/			
Precipitador electroestático	MPZero  <i>Empresa de base tecnológica (Concepción).</i>	MPZero	Reducción de emisiones hasta ~ 90% MP _{2.5} . Ahorro de leña de hasta ~22%. El consumo eléctrico del equipo ronda los 80–100 W, con un costo estimado de unos \$3.000 CLP mensuales para un uso típico de 8–12 horas diarias. 	No disponible en la web.

Anexo II. Planos prototipo SMPI-01.

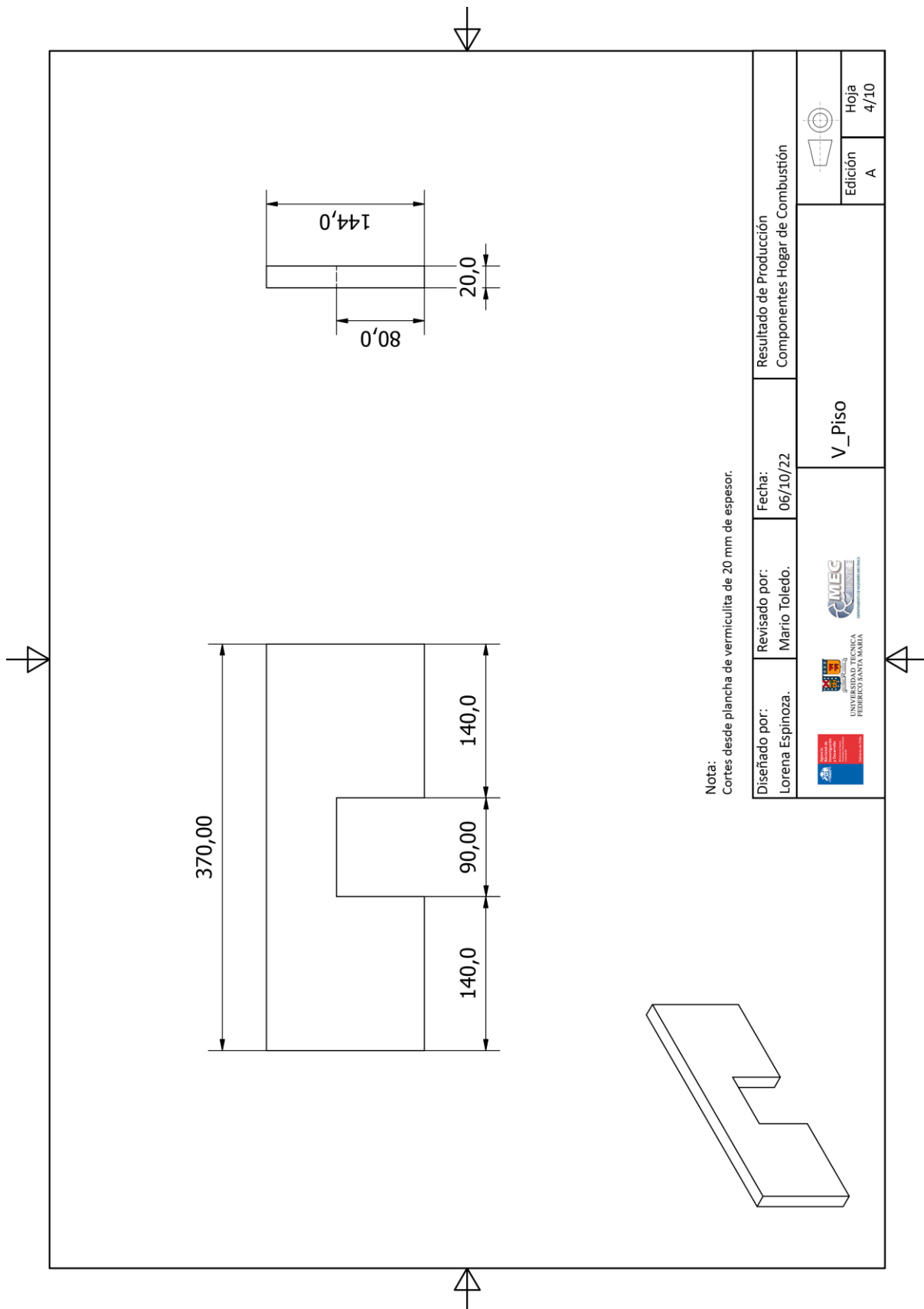


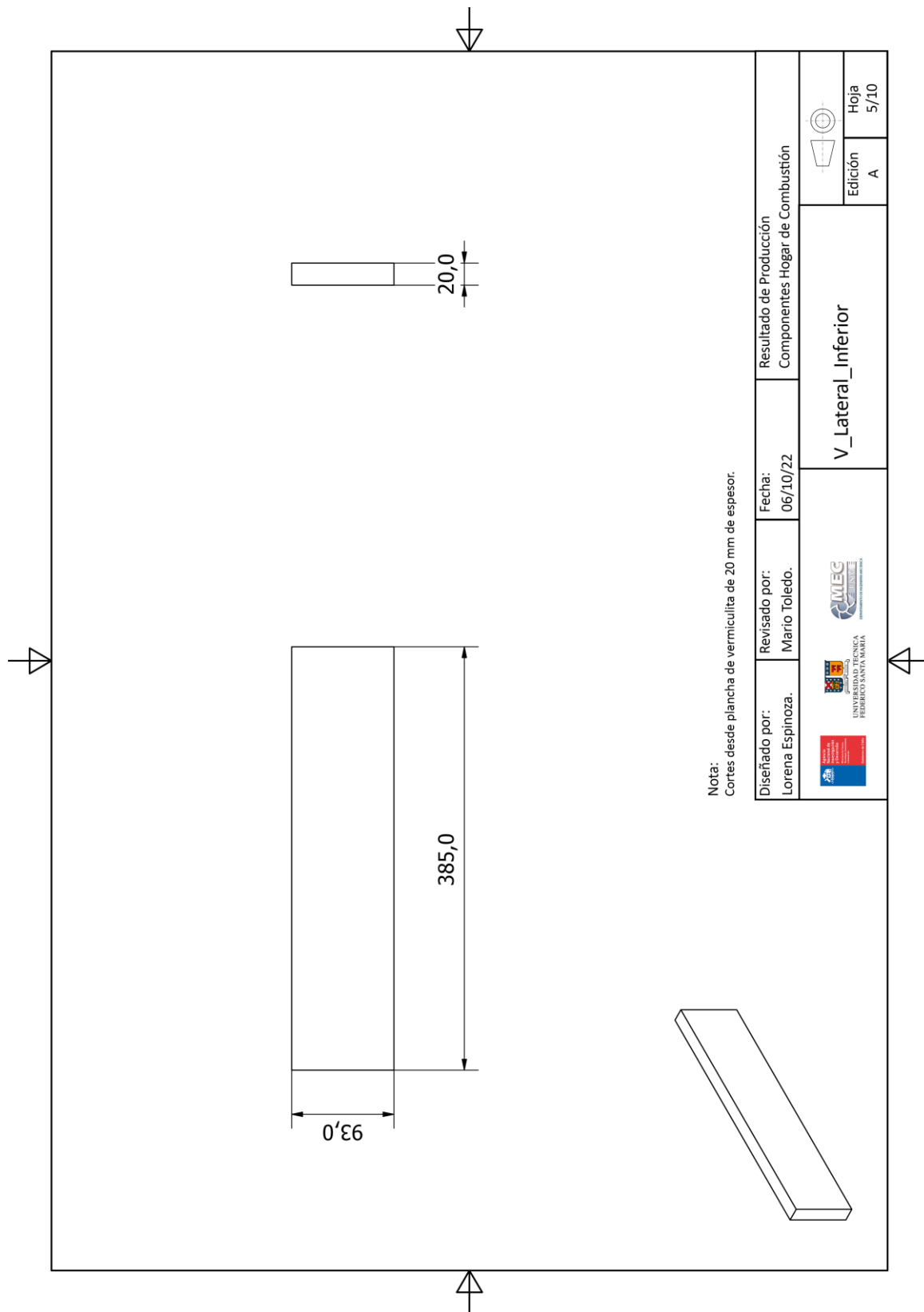


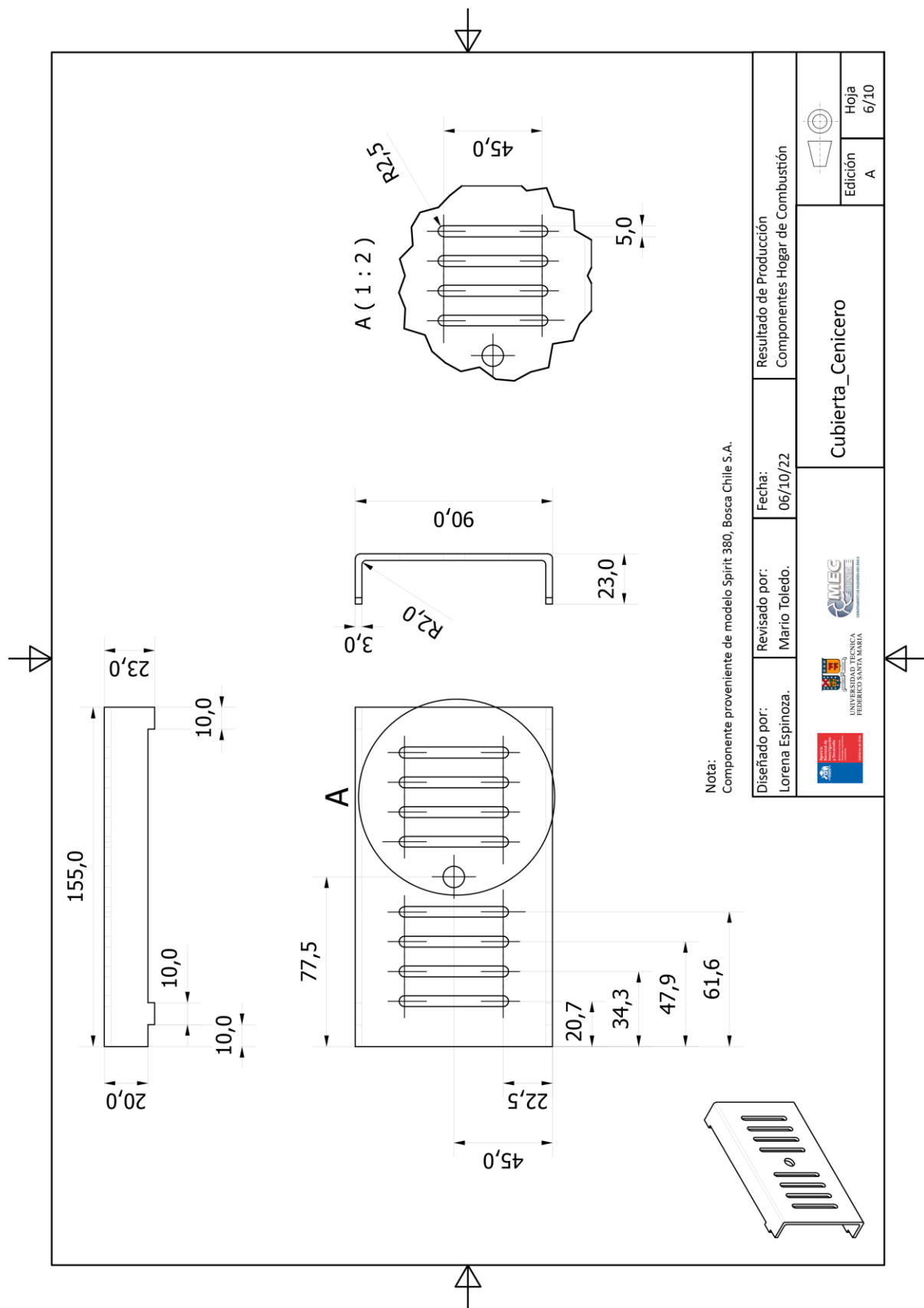


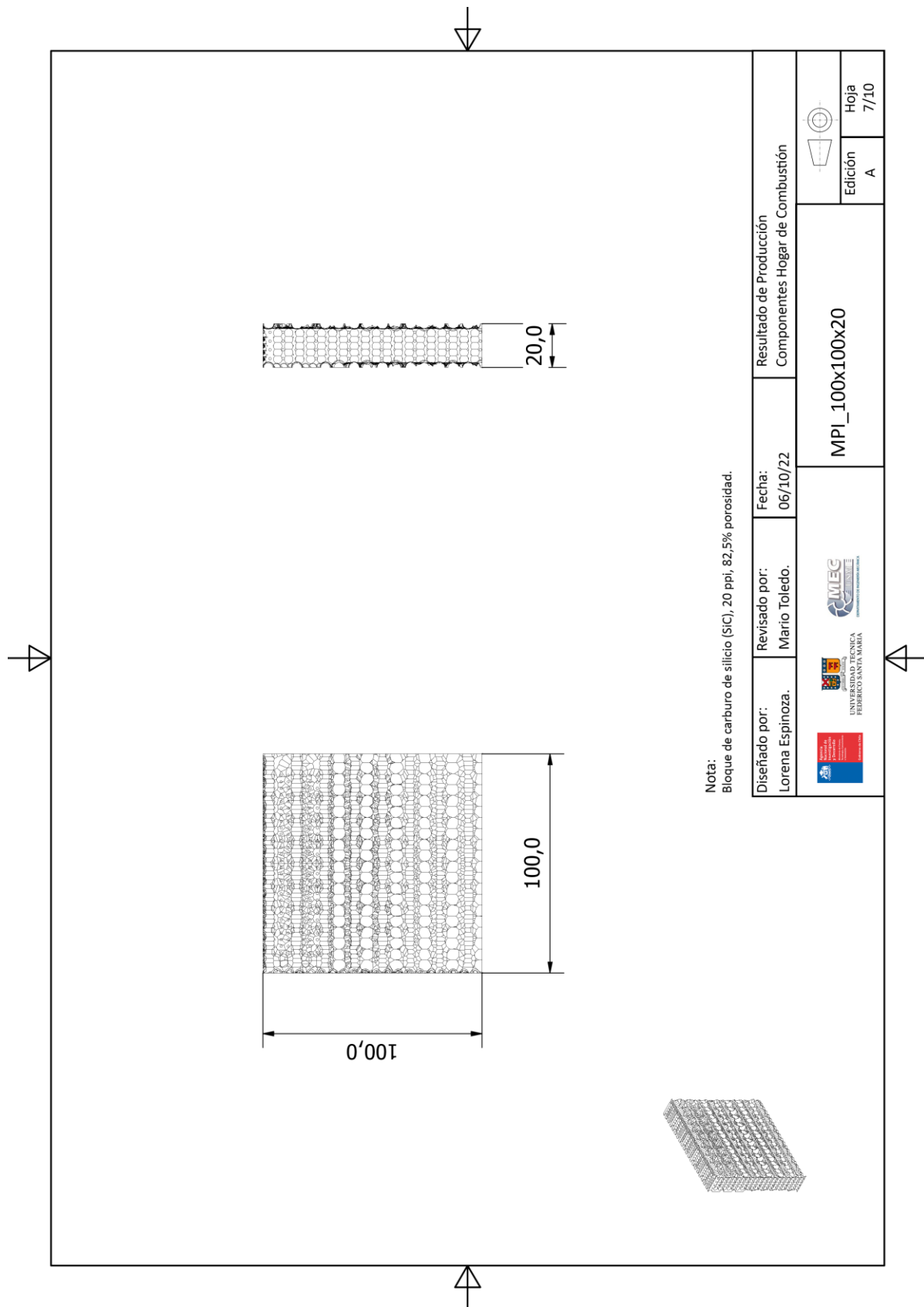
Nota:
Cortes desde plancha de vermiculita de 20 mm de espesor.

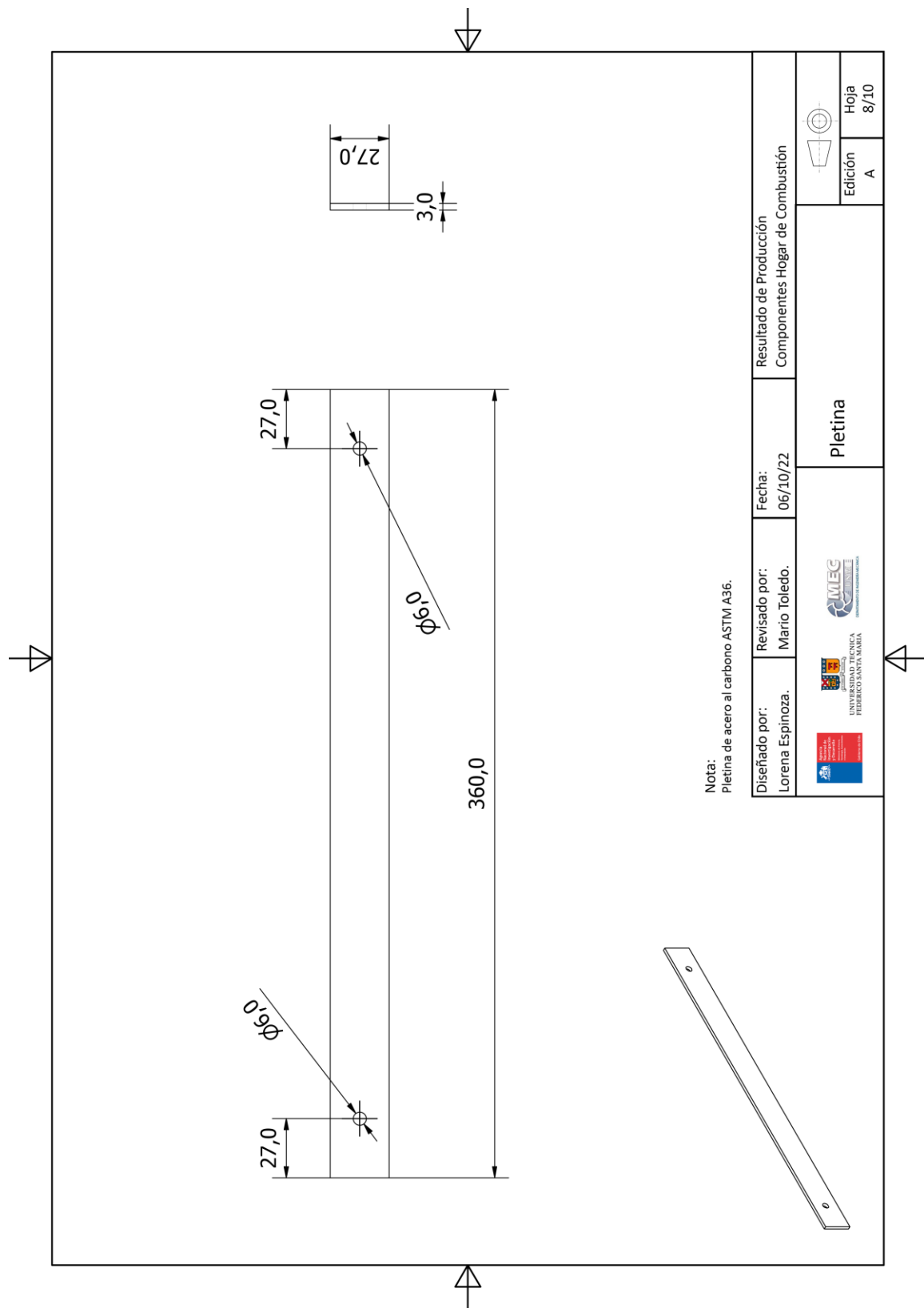
Diseñado por: Lorena Espinoza.	Revisado por: Mario Toledo.	Fecha: 06/10/22	Resultado de Producción Componentes Hogar de Combustión
V_Espalda			
			
			Edición A
			Hoja 3/10

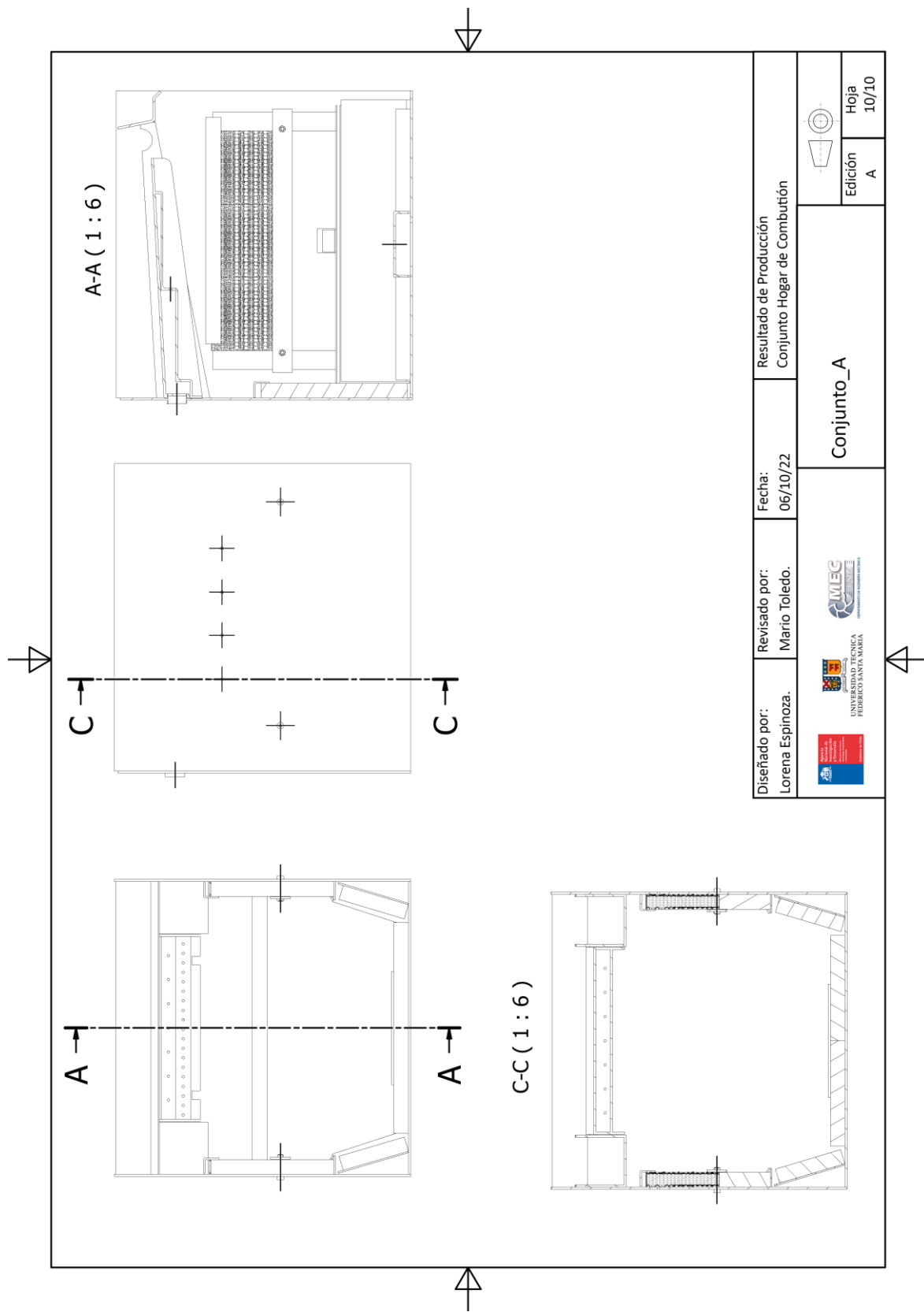












Anexo III. Antecedentes meteorológicos.

Tabla AIII.1. Datos de estaciones meteorológicas cercanas al sitio de ensayo, Laboratorio de Energías Renovables (LER), USM Sede Viña del Mar. Estaciones meteorológicas oficiales de la Red de Estaciones Automáticas de la Dirección Meteorológica de Chile (DGAC, 2025).

Locación	id. Estación	Coordenadas	Altitud	Distancia		Dif.
			(m)	Horizontal (m)	Altura (m)	
LER-USM	-	(-33.039667°, -71.485631°)	144.55	-	-	-
Jardín Botánico Nacional	330006	(-33.04500°, -71.50194°)	49.77	1,634.05	-94.78	
Rodelillo	330007	(-33.06528°, -71.55639°)	325.15	7,197.89	180.60	
Torquemada	320041	(-32.94944°, -71.47611°)	138.62	10,042.72	-5.93	

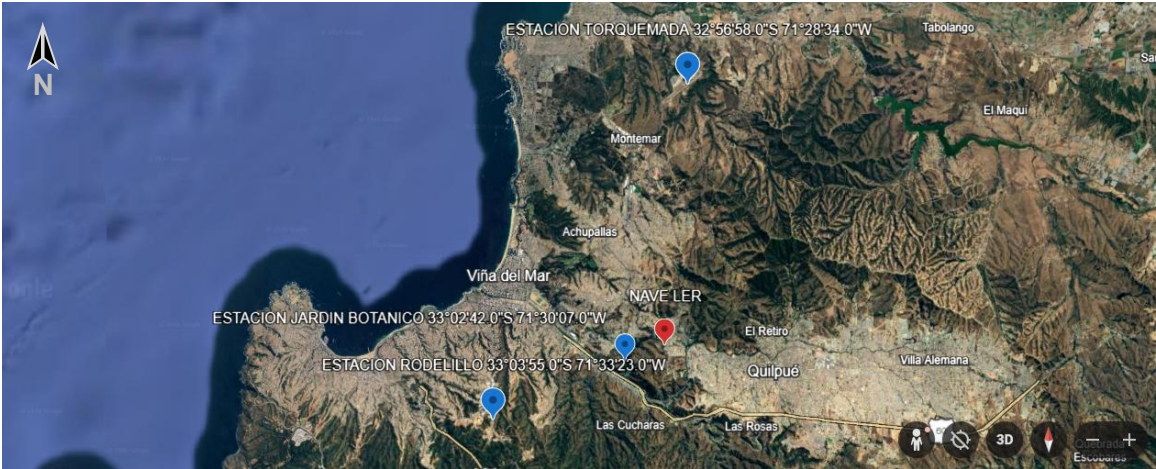


Figura AIII.1. Vista en mapa de ubicación de estaciones meteorológicas en relación al sitio de ensayo (Laboratorio de Energías Renovables, USM Sede Viña del Mar). Imagen extraída del software Google Earth. Estaciones oficiales de la Red de Estaciones Automáticas de la Dirección Meteorológica de Chile (DGAC, 2025).

Anexo IV. Ficha de registro de ensayo de combustión.

FONDEF ID20110319 - FICHA ENSAYOS DE COMBUSTIÓN

Fecha:	
Identificación Ensayo:	
Hora Inicio Encendido:	
Hora Inicio Pre-Ensayo:	
Hora Inicio Ensayo:	
Hora Término Ensayo:	

Configuración: ☐ Vermiculita / Leña Certificada (Línea base) ☐ Vermiculita / Leño-Limpio ☐ Medio Poroso / Leña Certificada ☐ Medio Poroso / Leño-Limpio	Especie: ☐ <i>Eucalyptus globulus</i> (Eucalyptus) ☐ <i>Nothofagus obliqua</i> / <i>Nothofagus glauca</i> (Roble) ☐ <i>Nothofagus pumilio</i> (Lenga)
--	--

LEÑA	Masa (kg)	Identificación de leños (numeración)
Carga de encendido 50-80%carga ensayo:		
Carga de pre-ensayo:		
Carga de ensayo:		
Criterio 20-25% de masa:		

PORTAFILTRO	Filtro Frontal	Filtro Interior
Masa inicial filtro:		
Masa final filtro:		

Observaciones:

PRE-ENSAYO: Registros Panel de Control - Material Particulado Gravimétrico (L1)

Hora	Presión Diferencial (mmca)	Presión Estática (mmca)	Temperatura de gases en túnel (°C)	Masa pre-ensayo (kg)

Velocidad del gas en túnel de dilución (m/s)	
Flujo del gas en túnel de dilución (m3/s)	
Flujo del gas en túnel de dilución condiciones estándar (Sm3/min)	
Flujo tren de muestreo (LPM)	

ENSAYO - Registros Panel de Control (L2)

Hora	Presión Estática Ducto Primario(mmca)	Presión Diferencial (mmca)	Temperatura de gases en túnel (°C)	Masa ensayo (kg)

Registros Finales

- ☐ Planilla cálculo método CH-5G (.xlsx)
- ☐ Registros Panel de Control Pre-ensayo (MP gravimétrico)
- ☐ Registro de temperaturas (T1 a T17) (.txt)
- ☐ Registro de masa en balanza (.txt)
- ☐ Registro datos GRIMM 11-D
- ☐ Registro datos MetOne BC-1060
- ☐ Registro datos Testo 380
- ☐ Registro datos Testo 350
- ☐ Conservación de filtros en portafiltro
- ☐ Ficha de ensayo (bitácora)

Procedimientos - Lista de Chequeo

Previo al encendido:

- ☐ Limpieza de Pitot (soplado con aire comprimido).
- ☐ Limpieza Lanza de muestreo (soplado con aire comprimido).
- ☐ Limpieza sonda ESS GRIMM, Testo 350 y Testo 380 (soplado con aire comprimido).
- ☐ Limpieza de ducto primario.
- ☐ Limpieza de vidrio puerta frontal.
- ☐ Limpieza de bloques de medios porosos inertes (soplado con aire)
- ☐ Verificar que el hogar de combustión se encuentre limpio y sin brasas.
- ☐ Verificar que la balanza se encuentra sin carga (estufa sobre plataforma).
- ☐ Encender balanza y verificar la conexión al computador (software balanza).
- ☐ Verificar conexión de termocuplas (estufa + sonda en túnel de dilución) y registro en software (PersonalDaqView).
- ☐ Identificación y preparación de cargas de leña (masa y humedad).
- ☐ Montar sistema de dilución ESS con filtro de sílice + dilutor 1:100 + GRIMM 11-D junto a zona de muestreo en túnel de dilución. Verificar conexión a software, configuración y protocolos de inicio (cero, limpieza, etc.).
- ☐ Montaje de sistema de dilución ESS sin filtro de sílice + MetOne BC1060 con dilutor y cabezal de corte MP2.5, junto a zona de muestreo en túnel de dilución. Verificar conexión a software, configuración y protocolos de inicio (cero, limpieza, etc.)
- ☐ Verificación del estado de sensores Testo 350, revisar las condiciones del filtro posterior en sonda, realizar cero en condiciones ambientales y ajustar montaje de sonda a un costado del túnel de dilución.
- ☐ Montaje de Testo 380 a un costado del ducto primario. Configuración del método de medición.
- ☐ **Revisar la correcta configuración de fecha y hora de los equipos de medición.**
- ☐ **Configurar equipos de medición a la frecuencia de adquisición definida.**
- ☐ Encender panel de control túnel de dilución.
- ☐ Verificar la correcta conexión de sonda de presión estática en ducto primario + sondas Pitot en tablero (High / Low).
- ☐ Energizar bomba de vacío.
- ☐ Revisar que el portafiltros esté herméticamente sellado.

Encendido:

- ☐ Posicionar el panel del control en configuración L1.
- ☐ Encender el extractor a máxima velocidad.
- ☐ Comenzar el registro de temperaturas (PersonalDaqView).
- ☐ Comenzar el registro de masa en software balanza.
- ☐ Verificar que la admisión de aire esté posicionada en configuración "E" de encendido
- ☐ Posicionar estufa+ducto primario sobre la balanza (registro de masa inicial).
- ☐ Soltar la tensión en cables de soporte de ducto primario. Verificar que el ducto descansa libremente sobre la estufa (no hay fuerzas de tensión sobre el ducto).
- ☐ Tarar la balanza.
- ☐ Ingresar carga leña de encendido (entre 50 y 80% de la carga de ensayo).
- ☐ Cenicero abierto.
- ☐ Ignición del combustible.
- ☐ Alcanzado el criterio de 20-25% de la masa de ensayo, atizar y formar una cama de brasas uniforme.

Pre-Ensayo:

- ☐ Mantener el panel del control en configuración L1.
- ☐ Tarar balanza.
- ☐ Ingresar la carga de pre-ensayo.
- ☐ Máximo 5 min para mantener la puerta del cenicero abierta y aire primario a máxima admisión para favorecer el encendido de la carga.
- ☐ Pasado máximo 5 minutos, ajustar la admisión de aire a mínima admisión (-).
- ☐ Completar ficha de registro de panel de control (presiones en Pitot y temperatura en túnel) a intervalos regulares de tiempo durante el pre-ensayo.
- ☐ Iniciar preparación de Testo 380, fase de estabilización (min 15 min de acondicionamiento).
- ☐ Cálculo de la velocidad de los gases en túnel y caudal de muestreo según planilla de cálculo, método CH-5G.
- ☐ Preparación de instrumentos e inicio de las mediciones en tiempo real bajo condiciones ambientales (sondas fuera del túnel de dilución): GRIMM, MetOne, Testo 350 y Testo 380. Realizar ceros e introducir sondas en túnel de dilución.
- ☐ Dar inicio al registro de datos equipos de monitoreo en línea: GRIMM, MetOne, Testo 350, Testo 380.
- ☐ **Término del pre-ensayo cuando la balanza alcanza criterio del 20-25% de la carga de ensayo.**

Ensayo:

- ☐ Posicionar el panel del control en configuración L2.
- ☐ Tarar balanza.
- ☐ Verificar la conexión del tren de muestreo: lanza-portafiltro-panel de control-bomba vacío-túnel.
- ☐ Ingresar la carga de ensayo y registro de hora.
- ☐ Encender la bomba de vacío para dar inicio al muestreo de material particulado gravimétrico.
- ☐ Ajustar controlador de flujo según caudal de muestreo previamente calculado en planilla de cálculo método CH-5G.
- ☐ Registrar condiciones ambientales.
- ☐ **Término del ensayo cuando la balanza alcanza 0 kg.**
- ☐ Apagar bomba de vacío.
- ☐ Desacoplar portafiltro y reservar en desecador o condiciones de laboratorio por 24h.
- ☐ Guardar registro de masa.
- ☐ Izaje de la estufa.
- ☐ Tensar cables de soporte ducto primario.
- ☐ Descargar brasas en agua.
- ☐ Guardar registro de datos, equipos de medición continua: GRIMM, MetOne, Testo 350 y Testo 380.
- ☐ Guardar registro de temperaturas.
- ☐ Completar fichas de registro de ensayo (bitácoras).
- ☐ Registro de condiciones ambientales finales.

Pesaje y Manipulación de Filtros Material Particulado Gravimétrico:

Previo al ensayo	Posterior al ensayo
☐ Limpieza de componentes portafiltro. ☐ Registrar masa inicial de filtros. ☐ Verificar la correcta posición de sellos. ☐ Montaje de filtros y conjunto portafiltro.	☐ Conservar filtros al interior del portafiltro al menos por 24h. ☐ Extraer los filtros, almacenar en placas petri, etiquetar y reservar en desecador por 24 h.. ☐ Registro de masa de filtro, frecuencia de 10 s durante 1 minuto..