



UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS  
DEPARTAMENTO DE GEOFÍSICA

**DISPERSIÓN DE AEROSOLES Y CARBONO NEGRO EN CHILE CENTRAL Y  
SUR EN VERANO E INVIERNO DE 2016: EL ROL DE LA QUEMA DE LEÑA**

TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE  
MAGÍSTER EN METEOROLOGÍA Y CLIMATOLOGÍA

KEVIN BASOA BARRAZA

PROFESORA GUÍA:  
LAURA GALLARDO KLENNER

PROFESOR CO-GUÍA:  
NICOLÁS HUNEEUS LAGOS

MIEMBROS DE LA COMISION:  
JENNY MAGER SANTOS  
ÁLVARO VALDEBENITO BUSTAMANTE

SANTIAGO DE CHILE  
2022

RESUMEN DE LA TESIS PARA OPTAR  
AL GRADO DE MAGÍSTER EN METEOROLOGÍA Y CLIMATOLOGÍA  
POR: KEVIN BASOA BARRAZA  
FECHA: 2022  
PROF. GUÍA: LAURA GALLARDO KLENNER  
PROF. CO-GUÍA NICOLÁS HUNEEUS LAGOS

## **DISPERSIÓN DE AEROSOLES Y CARBONO NEGRO EN CHILE CENTRAL Y SUR EN VERANO E INVIERNO DE 2016: EL ROL DE LA QUEMA DE LEÑA**

Durante la temporada fría (abril a agosto) se constatan frecuentes excedencias de la norma chilena ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio diario) de partículas totalmente inhalables ( $\text{MP}_{2,5}$ ) en la zona centro y sur de Chile ( $30^\circ\text{S} - 50^\circ\text{S}$ ). Esto coincide con el uso intensivo de leña en el sector residencial. Esto ha llevado al gobierno de Chile a implementar 16 Planes de Descontaminación Atmosférica en distintas ciudades y localidades del país, siendo su mayor foco la reducción de  $\text{MP}_{2,5}$  por quema de leña en las zonas centro y sur del país. Estas políticas regulatorias, que tienen como foco mejorar la calidad del aire, también tienen un impacto en las políticas de mitigación de cambio climático. Esto debido a que el carbono negro (BC, por su sigla en inglés), un forzante climático de vida corta, es parte del  $\text{MP}_{2,5}$ . Chile suscribió el Acuerdo de París para limitar el aumento de temperatura del mundo y, en su segunda Contribución Nacionalmente Determinada (NDC, por su sigla en inglés), se ha comprometido a reducir los niveles de BC en al menos un 25% al 2030 respecto de 2016. Sin embargo, las emisiones de  $\text{MP}_{2,5}$ , y por lo tanto BC, están sujetas a grandes niveles de incertidumbre debido al uso de múltiples factores emisión e incertezas en los niveles de actividad por quema de leña. Este trabajo busca acotar la incertidumbre de las emisiones por quema de leña residencial usando un modelo de transporte químico de última generación para explorar el nivel de emisión de  $\text{MP}_{2,5}$ , y por ende de BC, consistente con las observaciones de concentración  $\text{MP}_{2,5}$  disponibles, así como los escasos datos de composición de aerosoles. Para esto se simulan y evalúan las concentraciones de  $\text{MP}_{2,5}$  según dos inventarios de emisión con los que se cuenta para el año 2016. El primer inventario corresponde a uno detallado y distribuido en alta resolución espacial ( $1 \times 1 \text{ km}^2$ ). El segundo corresponde a un inventario nacional, sin distribución espacial y que sirvió como base para el compromiso de la NDC de Chile. El primer inventario indica una emisión por parte de la quema de leña en Chile de 168 kt/a de  $\text{MP}_{2,5}$  y 17 kt/a de BC, mientras que la segunda estima 31 kt/a de  $\text{MP}_{2,5}$  y 3,8 kt/a de BC. Tras realizar estudios de sensibilidad con respecto a las emisiones de  $\text{MP}_{2,5}$  y BC por leña, se encuentra que la mejor concordancia con las observaciones ocurre para un flujo en torno a 138 kt/a de  $\text{MP}_{2,5}$  y 14 kt/a de BC. Esto es, valores intermedios respecto de las estimaciones previas. La simulación optimizada determina una composición de los aerosoles coincidente con las observadas en los pocos estudios disponibles en cuanto a la contribución de materia orgánica, pero sobreestima la fracción de BC. Esto sugiere que la fracción de BC emitido corresponde a menos del 10% del  $\text{MP}_{2,5}$ . También se sobreestima la contribución de sal marina, posiblemente debido al tratamiento de la condición de borde en la configuración usada. Las estimaciones de los flujos de emisiones, así como de composición de aerosoles podrán ser mejoradas en tanto se disponga de más observaciones, particularmente en zonas rurales y periurbanas.

## **Agradecimientos**

Este trabajo se realizó en el marco del Centro del Clima y Resiliencia (FONDAP 15110009) y el proyecto Predicción de la contaminación del aire en América Latina y el Caribe (PAPILA, ID: 777544, H2020-EU.1.3.3., <https://papila-h2020.eu/papila>).

Esta tesis fue completamente apoyada por la infraestructura del Laboratorio Nacional de Computación de Alto Rendimiento (NLHPC, por su sigla en inglés, <https://www.nlhpc.cl/>). Santiago de Chile 2021-2022.

Este trabajo contó con el apoyo científico técnico del equipo EMEP del Instituto de Meteorología Noruego (Meteorologisk Institutt, <https://www.met.no/>).

# Tabla de contenido

1	Introducción.....	1
1.1	Antecedentes.....	1
1.1.1	Emisiones y sus incertidumbres .....	2
1.2	Motivación y objetivos.....	4
2	Metodología.....	5
2.1	Modelo EMEP .....	5
2.2	Configuración .....	6
2.3	Evaluación de sensibilidad del modelo.....	7
3	Resultados .....	8
3.1	Campos meteorológicos .....	8
3.2	Agrupamiento de observaciones.....	9
3.3	Simulación de referencia.....	10
3.4	Ajuste de emisiones .....	11
3.4.1	Factor de corrección.....	12
3.5	Concentraciones superficiales .....	13
3.6	Caracterización del MP <sub>2.5</sub> .....	14
4	Resumen y conclusiones .....	17
5	Anexos .....	20
5.1	Manuscrito adjunto .....	20
5.2	Tablas y figuras .....	20
6	Bibliografía.....	23

# Índice de tablas

Tabla 1.1 Incertidumbre (90%) asociada a las emisiones estimadas por Gallardo et al. (2020). .....	3
Tabla 5.1. Emisiones antropogénicas consideradas como entradas de la modelación. ....	20

# Índice de figuras

Figura 1.1. Representación esquemática de los diferentes efectos de la presencia de carbono negro en el ambiente. ....	2
Figura 2.1. Esquema sobre la representación de aerosoles en el modelo EMEP. La figura muestra las diferentes especies que componen los aerosoles en el modelo, tanto en su modo grueso como fino. La participación de cada uno de estos dependerá de las fuentes de emisión antrópicas y naturales. ....	5
Figura 2.2. Representación de la topografía correspondiente al dominio cubierto por los campos meteorológicos. Elevación tomada desde los campos meteorológicos. ....	6
Figura 3.1. Diagrama de dispersión entre las observaciones y simulaciones de temperatura e intensidad (rapidez) del viento superficial para verano (rojo) e invierno (negro). La comparación es realizada con la mediana diaria para cada variable. La línea roja representa la proporcionalidad 1:1. ....	9
Figura 3.2. Esquemización de las diferentes condiciones climatológicas del dominio considerado (izquierda). Grupos de estaciones de monitoreo formados por el agrupamiento estadístico (derecha). ....	10
Figura 3.3. Evaluación de las concentraciones superficiales de $MP_{2,5}$ para la simulación referencia (REF). Los puntos indican cada estación y el código de color el sesgo medio normalizado obtenido para cada serie temporal comparada. ....	11
Figura 3.4. Relación entre concentraciones y emisiones de leña en las estaciones del grupo B (izquierda) y C (derecha). Las líneas representan la recta que une cada punto. Las líneas grises representan la relación 1:1 entre los percentiles 50 y 25, con la relación de concentraciones 0,50 y 0,25, respectivamente. ....	12
Figura 3.5. Comparación de los sesgos obtenidos a distintos niveles de emisiones. Las líneas representan la recta que une cada punto. Los cuadrados representan el nivel de emisiones requerido para obtener un sesgo cercano a cero. ....	12
Figura 3.6. Comparación entre concentraciones diarias de $MP_{2,5}$ observadas y simuladas. A la izquierda se muestran los resultados para la simulación REF, al centro la simulación NDC y a la derecha la simulación AD. La línea roja representa la proporcionalidad 1:1. ....	14
Figura 3.7. Caracterización de las concentraciones promedio invernales de $MP_{2,5}$ . ....	15
Figura 3.8. Caracterización del $MP_{2,5}$ promedio en verano y serie de tiempo diaria para la ciudad de Osorno. El gráfico torta externo indica la concentración promedio de cada aerosol en la concentración total durante el periodo, mientras que el gráfico interior muestra la participación de cada aerosol en las condiciones de borde. El valor central indica la participación de las condiciones de bode en las concentraciones totales. ....	16
Figura 4.1. Ciclo de emisiones y concentraciones de $MP_{2,5}$ para la quema de leña residencial. Las barras rojas representan los flujos de emisiones mensuales considerados en las simulaciones. Los puntos y barras de error representan las concentraciones medias y los percentiles 25 y 75 de las concentraciones del año 2016 para las estaciones de los grupos B y C. ....	18

Figura 5.1. Ciclo diario de temperatura para dos condiciones distintas dentro del dominio. ....	21
Figura 5.2. Relación concentraciones y emisiones de leña en las estaciones del grupo A (izquierda) y D (derecha). ....	21
Figura 5.3. Factor de corrección aplicado en las emisiones de cada zona. ....	22
Figura 5.4. Ciclos normalizados de concentraciones y emisiones, por defecto y ajustado para el año 2016. Las concentraciones consideran las estaciones pertenecientes a los grupos B y C, mientras que los ciclos de emisiones normalizado corresponden al ciclo por defecto de las emisiones del modelo y el ajuste corresponde al ciclo de emisiones ajustado en base a la correlación con las concentraciones consideradas.....	22

# Capítulo 1

## 1 Introducción

### 1.1 Antecedentes

En Chile las principales ciudades del centro y sur del país (30°S – 50°S), lugar donde vive la más del 55% de la población (INE, 2018), han estado expuestas a altos niveles de contaminación en las últimas décadas (Gallardo et al., 2018; Mardones & Cornejo, 2020; Molina et al., 2017). Los altos niveles de contaminación han levantado el interés científico por entender mejor los fenómenos y actividades que provocan estos altos índices, caracterizando fuentes de emisión (Jorquera et al., 2021; Mazzeo et al., 2018; Saarikoski et al., 2019; Villalobos et al., 2017), fenómenos meteorológicos con incidencia en la contaminación atmosférica (Garreaud et al., 2002; Saide et al., 2011; Yáñez et al., 2017) y tendencias históricas (Barraza et al., 2017; Jorquera, 2021; Osses et al., 2022). Estos estudios han evidenciado el rol de la quema de leña en los alto niveles de contaminación por material particulado completamente respirable o de menos de 2,5 micrones (MP<sub>2,5</sub>). Por otra parte, durante la última década el gobierno de Chile ha implementado una serie de planes para disminuir los niveles de contaminación del aire por gases sulfurados y aerosoles (<https://ppda.mma.gob.cl/>). A la fecha se han implementado 16 Planes de Prevención y/o Descontaminación Atmosférica (PPDA) en diferentes regiones políticas del país. Estos planes varían sus objetivos y medidas según el lugar de implementación, donde los planes de la zona centro se focalizan en regular múltiples y diversas fuentes, mientras que los planes implementados en la zona sur regulan mayormente la quema de leña, para disminuir las concentraciones en el aire de (MP<sub>2,5</sub>). Si bien las regulaciones impuestas en Chile se focalizan en la reducción de MP<sub>2,5</sub> estas igual tienen una connotación climática, por la reducción de carbono negro (BC, por su sigla en inglés), un forzante climático de vida corta que es parte del MP<sub>2,5</sub>.

Se ha evidenciado que el aumento de temperatura del planeta es producto de la actividad antropogénica (IPCC, 2021), en donde los aerosoles juegan un rol importante en el balance radiativo de la atmósfera (Boucher et al., 2013; Szopa et al., 2021). El BC, a veces identificado como carbono elemental, es un aerosol carbonáceo producido en los procesos de combustión incompleta, el que es capaz de absorber radiación para luego emitirla en forma de calor, calentando el ambiente circundante (Fu et al., 2020; Gustafsson & Ramanathan, 2016; Samset & Myhre, 2015). Por otra parte, el BC tiene efectos en las superficies que es depositado, pudiendo alterar los regímenes de precipitación o acelerando el derretimiento de superficies de hielo o nieve disminuyendo su albedo (Bond et al., 2013; Forster et al., 2021). Además, el BC al ser parte del MP<sub>2,5</sub>, es una partícula completamente respirable, por lo que



tiene impactos en la salud de las personas (Burnett et al., 2018; Kirrane et al., 2019; Valdés Salgado et al., 2021). La Figura 1.1 ilustra de forma esquemática los impactos que tiene el BC en distintos ambientes.

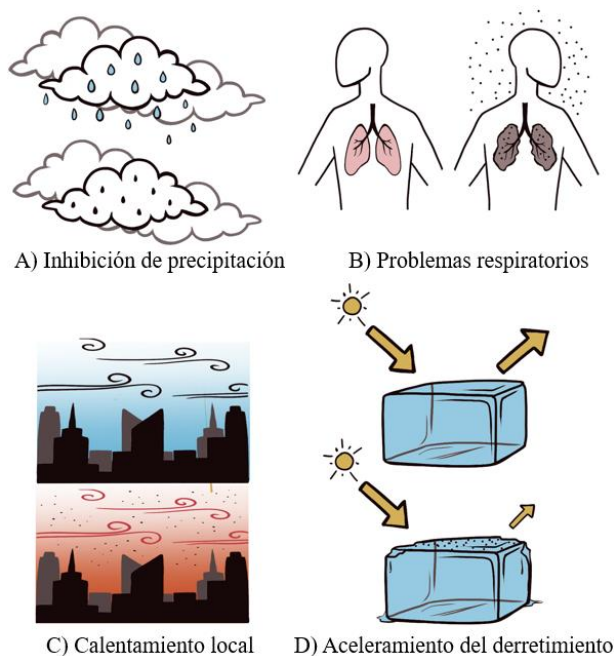


Figura 1.1. Representación esquemática de los diferentes efectos de la presencia de carbono negro en el ambiente.

Fuente: Elaboración propia

Chile suscribió el Acuerdo de París (UN, 2015) para limitar el aumento de temperatura del planeta respecto de los niveles preindustriales y, a través de sus Contribuciones Nacionalmente Determinadas (NDC, por su sigla en inglés), ha reconocido la importancia de los llamados contaminantes climáticos de vida corta (MMA, 2015). En su última actualización Chile se comprometió a disminuir sus emisiones de BC en al menos un 25% al 2030 respecto del año 2016 (MMA, 2020a). Esta meta de reducción se basa en la estimación inventarios de emisiones y su proyección a futuro (Gallardo et al., 2020), y al igual que toda estimación está sujeta a incertidumbres. Particularmente para Chile, y de acuerdo con el último inventario oficial de Chile (MMA, 2020b), más de un tercio de las emisiones de BC provienen de la quema de leña, en donde los niveles de incertidumbre son mayores como se explica a continuación.

### 1.1.1 Emisiones y sus incertidumbres

Las estimaciones de emisiones siempre están sujetas a incertidumbres (EMEP/EEA, 2019; IPCC, 2006). Para la actualización de la NDC de Chile se realizó una estimación de las emisiones de BC consistente con los escenarios de Chile para alcanzar emisiones netas cero al 2050 (Palma Behnke et al., 2019), aquí se utilizaron mayormente factores de emisión (FE)

provenientes de la literatura internacional para realizar una estimación general pero robusta. Como parte de los resultados se obtuvo que las emisiones nacionales en 2016 alcanzaban las 49 kt de MP<sub>2,5</sub> y 10 kt de BC (Gallardo et al., 2020), siendo la quema de leña responsable del 64 y 38 % de las emisiones nacionales de MP<sub>2,5</sub> y BC, respectivamente. Otro resultado presentado por Gallardo et al. (2020) es la gran variabilidad de los FE utilizados en estudios nacionales, encontrándose un rango que varía hasta dos órdenes de magnitud. Esto se ilustra en la Tabla 1.1. De esto resalta la incertidumbre asociada a las emisiones del sector residencial, que en su gran mayoría contabiliza las emisiones producto de la quema de leña.

Tabla 1.1 Incertidumbre (90%) asociada a las emisiones estimadas por Gallardo et al. (2020).

Sector emisor	Contaminante	
	MP <sub>2,5</sub> [kt/a]	BC [kt/a]
Generación de electricidad	1,4 (0,7 – 3,0)	0,14 (0.06 - 0.38)
Industria	8,0 (5,5 – 13,3)	1,65 (0.78 - 3.69)
Minería	1,7 (1,2 – 2,8)	0,74 (0,35 – 1,64)
<b>Residencial</b>	<b>31,4 (8,3 – 213,1)</b>	<b>3,81 (0,15 – 47,71)</b>
Transporte en ruta	1,6 (0,5 – 8,2)	1,03 (0,61 – 1,21)
Maquinaria fuera de ruta	4,6 (2,5 – 5,1)	2,76 (0,20 – 6,16)
<b>Total</b>	<b>48,7 (18,7 – 245,5)</b>	<b>10,13 (2,96 – 56,86)</b>

La incertidumbre de las emisiones fue estimada utilizando la metodología de propagación del error (IPCC, 2006).

Recientemente se desarrolló el primer inventario nacionalmente distribuido de contaminantes criterio para los años 2015, 2016 y 2017. Álamos et al. (2022) presenta este inventario de contaminantes del aire, donde se estiman y distribuyen distintas emisiones antrópicas de Chile. Este inventario contabiliza las emisiones por transporte en ruta, adoptando lo elaborado por (Osses et al., 2022), las emisiones por actividades industriales y mineras provenientes del Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC, <https://retc.mma.gob.cl/>) y las emisiones por quema de leña con una estimación propia descrita en el mismo artículo (Álamos et al., 2022). Por parte de las emisiones de leña, Álamos et al. (2022) propone que al 2016 se emiten 168 kt de MP<sub>2,5</sub> y 17 kt de BC. Por otra parte, también destacan la incertidumbre en el sector residencial, no solo por los FE, sino que también por las estadísticas sobre uso, cantidad y calidad de leña, es decir, por el nivel de actividad. Así, se tienen las dispares estimaciones de los inventarios por Álamos et al. (2022) y por Gallardo et al. (2020) que difieren en un factor 5, esto es, Álamos et al. (2022) quintuplica la cantidad estimada para la actualización de la NDC de Chile.

## 1.2 Motivación y objetivos

Diferentes estudios han sido llevados a cabo para evidenciar y caracterizar los problemas de calidad del aire en Chile. De estos destaca la importancia del uso de leña como combustible para calefaccionar los hogares durante el invierno y su estrecha relación con los eventos extremos de contaminación en las ciudades sur del país. Chile ha tomado medidas para reducir los niveles de contaminación del país, levantando programas para recambio de calefactores, mejora de aislación en las viviendas y concientización sobre un mejor uso de leña. Por otra parte, la inclusión de BC dentro de las políticas climáticas y la meta de reducción incluida en la actualización de la NDC de Chile, abre una ventana para disminuir o mejorar el uso de leña en el país y, de paso, mejorar los agudos problemas de calidad del aire. Sin embargo, como se discutió anteriormente, las estimaciones de cuánta leña se consume y cuántas emisiones generan arrastran una gran incertidumbre.

Tomando en cuenta lo anterior, en este trabajo se busca reducir la incertidumbre asociada a las emisiones de  $MP_{2,5}$  y BC producidas por la quema leña para el año 2016, evaluando la estimación utilizada para el compromiso de Chile sobre la reducción de BC y el primer inventario nacionalmente distribuido para contaminantes criterio. Utilizando un modelo de dispersión de contaminantes se evaluarán las discrepancias de las concentraciones de  $MP_{2,5}$  y BC, producidas por las emisiones, respecto de las observaciones disponibles en el centro y sur de Chile ( $30^{\circ}S - 50^{\circ}S$ ).

Este trabajo servirá como base o complemento para la elaboración de futuros inventarios de emisiones de aerosoles tanto como para el uso en modelos de transporte químico como para la actualización de los inventarios oficiales que dan paso a las metas que compromete Chile. Además, la documentación sobre el uso del modelo de transporte químico utilizado servirá como base para futuros estudios sobre dispersión de contaminantes y otros fines relativos a su uso.

La parte medular del trabajo se ha desarrollado como un manuscrito para ser sometido a la revisión por pares en alguna revista de corriente principal y que se encuentra adjunto a este documento. En lo que sigue, se resumen los hallazgos y el desarrollo del trabajo.

La estructura de este escrito es la siguiente. En el Capítulo 2 se presenta la metodología con la que se aborda el problema, el modelo de dispersión que se utilizó, su configuración y la evaluación que se realizó a las salidas del modelo. El Capítulo 3 detalla los resultados obtenidos referente a la quema de leña, sus emisiones y consecuencias, y el ajuste de emisiones propuesto por este trabajo. Luego en el Capítulo 4 se encuentra un resumen del trabajo y las principales conclusiones. Finalmente se encuentra el Capítulo 5, con los anexos de este trabajo. Entre los anexos se encuentra información relevante para los resultados discutidos en este escrito, así como el manuscrito de un artículo científico sobre este trabajo.

# Capítulo 2

## 2 Metodología

En este capítulo se describe la metodología adoptada para abordar el problema descrito en el capítulo 1. Primero se describe de forma general el modelo utilizado y la configuración adoptada. Luego, se describe el método de análisis de sensibilidad utilizado.

### 2.1 Modelo EMEP

Para este trabajo de tesis utilizamos el modelo *European Monitoring and Evaluation Programme Meteorological Synthesizing Centre West MSC-W* (en adelante EMEP), el cual es un modelo de transporte químico mayormente utilizados para la evaluación de políticas en Europa (Simpson et al., 2012). EMEP es un modelo desacoplado capaz de simular la dispersión, deposición y remoción de distintos contaminantes atmosféricos, tanto gases como partículas, además de algunas variables meteorológicas. EMEP da cuenta de más de 70 especies con más de 160 reacciones químicas en su configuración base. Por su parte, la representación de aerosoles viene dada por la suma de diferentes tipos de aerosoles más un factor de corrección por humedad para dar comparabilidad a las salidas del modelo con las observaciones con las que habitualmente se comparan las concentraciones superficiales simuladas. En la Figura 2.1 se ilustra de forma esquemática la representación de los aerosoles en EMEP. Para más detalles de las parametrizaciones del modelo se sugiere revisar el manuscrito anexo a este trabajo y los artículos que lo describen (Simpson et al., 2012, 2020).

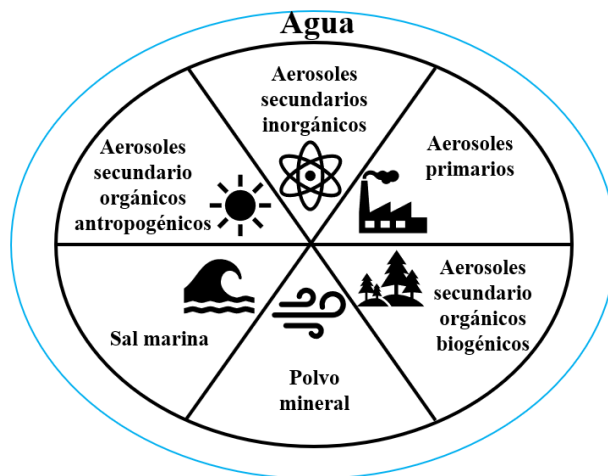


Figura 2.1. Esquema sobre la representación de aerosoles en el modelo EMEP. La figura muestra las diferentes especies que componen los aerosoles en el modelo, tanto en su modo grueso como fino. La participación de cada uno de estos dependerá de las fuentes de emisión antrópicas y naturales.

Fuente: Elaboración propia

## 2.2 Configuración

Para este trabajo utilizamos la versión de código abierto del modelo EMEP en su versión rv4\_36. El modelo fue alimentado con campos meteorológicos del modelo *Weather Research and Forecasting* (WRF, Skamarock et al., 2021), versión 4.0.3. Las simulaciones de WRF fueron realizadas considerando un dominio anidado sobre un dominio “padre”. El dominio padre consideró, por una parte, todo el sur continental de Chile y parte del norte (25°S – 60°S). Por otro lado, consideró parte del Océano Pacífico y atlántico (100°O – 50°O). Las simulaciones utilizadas en este trabajo cubren todo Chile central y la mayoría del sur de Chile (Figura 2.2), con una resolución horizontal de 10x10 km<sup>2</sup>, considerando 45 niveles verticales. Los bordes superior e inferior de los niveles verticales se ubicaron a 50 y 1000 hPa, respectivamente. Los periodos de simulación fueron un mes de verano (febrero) y otro de invierno (julio) del año 2016. Cada periodo de simulación contó con condiciones iniciales y de borde provenientes del *Copernicus Atmosphere Monitoring Service* (CAMS, Inness et al., 2019).

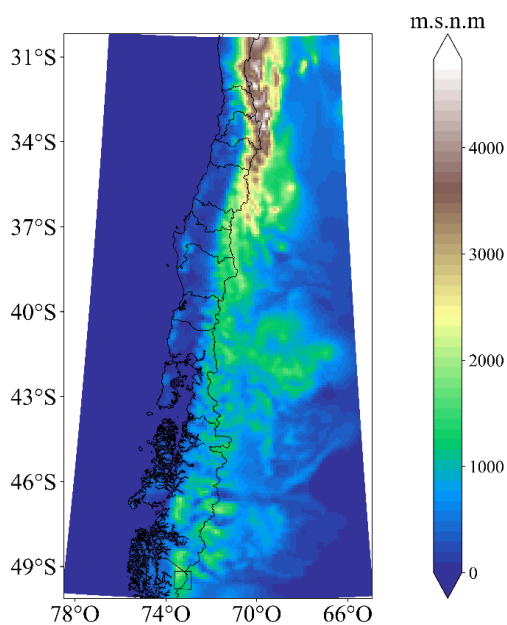


Figura 2.2. Representación de la topografía correspondiente al dominio cubierto por los campos meteorológicos. Elevación tomada desde los campos meteorológicos.

\*m.s.n.m: Metros sobre el nivel del mar.

Respecto de la configuración del modelo EMEP, se consideraron las parametrizaciones por defecto del modelo, sólo ajustando la temporalidad y los ciclos horarios de las emisiones. Respecto de la resolución del modelo, se consideraron 20 niveles verticales, con el más alto a 100 hPa y el más bajo a 1.013 hPa. En la versión rv4\_36 de EMEP, la altura de capa límite no debe ser más baja que el primer nivel vertical, el que tiene una altura de 50 m. La resolución horizontal de las salidas de EMEP, al ser un modelo desacoplado, están limitadas

por la resolución de los campos meteorológicos, en otras palabras, los resultados obtenidos fueron a  $10 \times 10 \text{ km}^2$  de resolución horizontal.

Por parte de las emisiones, para cubrir la mayor parte de las emisiones antropogénicas se consideraron dos fuentes de información, primero un inventario nacional (Álamos et al., 2022) y otro global (Janssens-Maenhout et al., 2015), además de parametrizaciones y estimaciones propias del modelo de las emisiones naturales. El inventario nacional cubre las emisiones producidas por la generación de energía, la actividad industrial y minera, por el transporte terrestre y por la quema de leña residencial. Por otro lado, el inventario global cubre las emisiones producidas por el transporte marítimo y las producidas por las actividades agrícolas. También se incluyeron emisiones naturales de sulfuro de dimetilo (Kettle & Andreae, 2000), además de otras estimadas por EMEP (sal marina, polvo entre otros). Para más detalles de las emisiones, especies y cantidades consideradas, revisar el anexo de este trabajo (Tabla 5.1).

### **2.3 Evaluación de sensibilidad del modelo**

Se consideraron diferentes escenarios de emisiones antrópicas de  $\text{MP}_{2,5}$  y BC por quema de leña y con ello se realizaron tres conjuntos de simulaciones para condiciones de invierno y verano. El primer escenario consideró una simulación de referencia (REF) la que adopta la emisiones y cantidades descritas anteriormente, en otras palabras, los niveles y distribución de  $\text{MP}_{2,5}$  propuestos por Álamos et al. (2022), es decir 168 kt de  $\text{MP}_{2,5}$ . El segundo escenario (NDC) considera los niveles de emisiones estimados en la actualización NDC de Chile (Gallardo et al., 2020), vale decir 31 kt de  $\text{MP}_{2,5}$ , manteniendo la distribución del escenario anterior y la cantidad de emisiones de los otros contaminantes. Luego, el tercer escenario (AD) considera las emisiones ajustadas de  $\text{MP}_{2,5}$  en base a la evaluación de las simulaciones de los escenarios anteriores y un análisis de sensibilidad descrito más adelante. Este escenario también considera la misma distribución y cantidad de los demás contaminantes del escenario de referencia.

Las simulaciones fueron contrastadas con la red de calidad del aire del Ministerio del Medio Ambiente, SINCA (<https://sinca.mma.gob.cl/>), evaluando discrepancias entre simulación y observación utilizando el sesgo medio normalizado (MNB, por su sigla en inglés), según Brasseur et al. (2017). También se evaluaron los campos meteorológicos y variables como la altura de capa de mezcla y el espesor óptico de aerosoles.

Considerando la resolución de las salidas del modelo, los análisis fueron realizados sobre valores típicos diarios (mediana), tanto para las concentraciones como para las variables meteorológicas. Mas detalles sobre la evaluación de las concentraciones superficiales y los demás resultados se encuentran en el manuscrito anexo a este trabajo

# Capítulo 3

## 3 Resultados

En esta sección se describen parte de los resultados obtenidos en este trabajo. Primero se describen los resultados de la evaluación de los campos meteorológicos utilizados en las simulaciones. Luego, se describe el agrupamiento de las observaciones consideradas para la evaluación del modelo. Después, se presentan los resultados obtenidos en la simulación referencia, seguido de los cambios obtenidos en las concentraciones superficiales según el análisis de sensibilidad. Y finalmente se presenta una comparación sobre la caracterización del MP<sub>2,5</sub>.

### 3.1 Campos meteorológicos

Como parte de los resultados de este trabajo se hizo una evaluación sistemática a algunas variables meteorológicas de los campos WRF. Como se menciona anteriormente, los campos consideran un mes de verano y otro de invierno para Chile. Las variables evaluadas fueron la: temperatura superficial, humedad relativa, razón de mezcla de vapor de agua y dirección e intensidad del viento. Estas fueron contrastadas con las observaciones disponibles de la red del Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (SINCA, <https://sinca.mma.gob.cl/>) y de los radiosondeos de Santo Domingo (33,6°S, 71,6°O, 75 m.s.n.m) y Puerto Montt (41,4°S, 73,1°O, 79 m.s.n.m) disponibles en <https://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html>. Aquí se presentan los resultados obtenidos entre la comparación de la temperatura superficial e intensidad del viento en superficie. Los demás resultados son presentados en el manuscrito anexo a este trabajo.

Se observa una buena representación general de la temperatura superficial en las simulaciones de WRF, donde destacan las discrepancias entre las temperaturas más altas y bajas. Se observa que WRF tiende a sobre estimar los valores más altos y subestimar los valores más bajos, siendo más conservador en invierno y verano (ver Figura 5.1). Por otra parte, se observa un sesgo negativo de aproximadamente 0,8 °C por parte de WRF en verano y en invierno un sesgo positivo menor a 0,1 °C en invierno. Respecto de la intensidad del viento, se observa una clara sobrestimación de WRF en ambos periodos, de aproximadamente 1,1 m/s. Este sesgo es sistemático en la mayoría de los puntos de comparación y responde mayoritariamente a la baja o nula representación de la rugosidad en simulaciones de 10x10 km<sup>2</sup> de resolución horizontal (Fernández-González et al., 2018; Nahian et al., 2020; Saide et al., 2016). Por otra parte, también es evidente la subestimación de WRF en un caso en particular para cada periodo. En la estación de monitoreo Las Condes, se da la particularidad de que el valle cercano acelera los vientos superficiales que observa



el punto de comparación, lo que el modelo WRF no es capaz de representar. Todos estos resultados se presentan en la Figura 3.1.

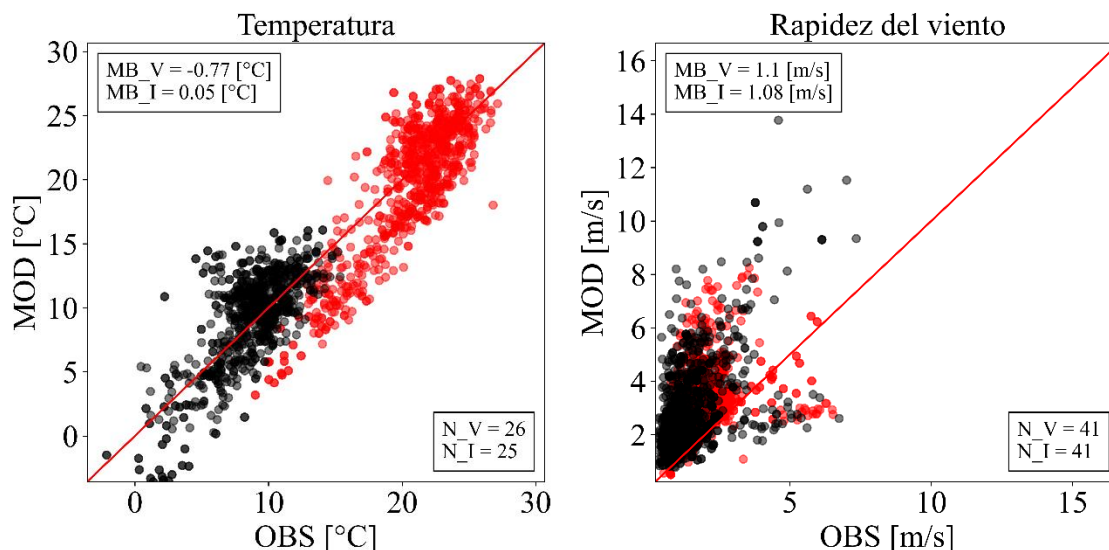


Figura 3.1. Diagrama de dispersión entre las observaciones y simulaciones de temperatura e intensidad (rapidez) del viento superficial para verano (rojo) e invierno (negro). La comparación es realizada con la mediana diaria para cada variable. La línea roja representa la proporcionalidad 1:1.

\*MB: Sesgo medio verano (V) e invierno (I). N: Número de estaciones en verano (V) e invierno (I)

### 3.2 Agrupamiento de observaciones

El dominio considerado presenta diferentes características en cuanto a circulación, precipitación, topografía, temperatura, etc., cuestión que impacta las emisiones y concentraciones de contaminantes (ver Figura 3.2). Para facilitar el análisis de las salidas del modelo se realizó un agrupamiento de las estaciones de monitorio, utilizando la técnica estadística de agrupamiento jerárquico (Wilks, 2006) sobre las observaciones de MP<sub>2.5</sub> disponibles para 2016.

Del resultado del análisis estadístico se obtuvieron cuatro grupos de estaciones, los que se ilustran en la Figura 3.2. Los grupos resultantes muestran, aparte de las diferencias que subyacen en las concentraciones comparadas, diferencias entre las fuentes emisoras que producen estas concentraciones. Por una parte, se observa que los grupos A y D agrupan estaciones que se rodean de una mezcla de fuentes emisoras, con alta participación de transporte e industria, y residencial en parte del invierno (Langner et al., 2020; Mazzeo et al., 2018; Saarikoski et al., 2019; Tagle et al., 2018). Por otro lado, los grupos B y C agrupan estaciones que captan una fuerte participación de la quema de leña (Jorquera et al., 2021; Molina et al., 2017; Nakamura et al., 2022; Solís et al., 2022; Villalobos et al., 2017). Para más detalles sobre los grupos formados y el dendrograma del análisis estadístico revisar el manuscrito anexo.



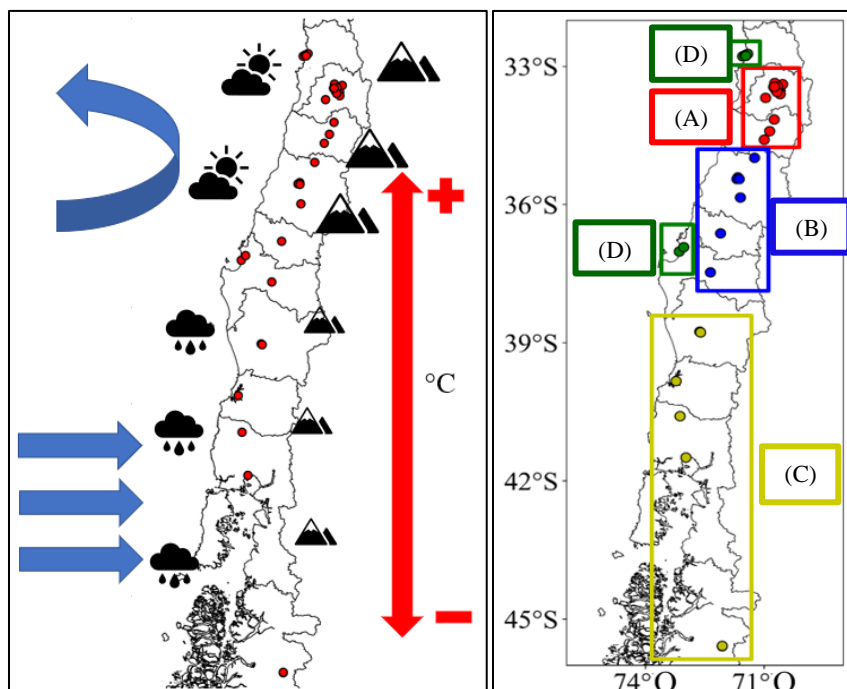


Figura 3.2. Esquematización de las diferentes condiciones climatológicas del dominio considerado (izquierda). Grupos de estaciones de monitoreo formados por el agrupamiento estadístico (derecha).

\*Los puntos de colores representan las estaciones de monitoreo consideradas

Fuente: Elaboración propia

### 3.3 Simulación de referencia

Los resultados obtenidos de la simulación de referencia (REF) muestran, por una parte, una subestimación de las concentraciones superficiales de  $MP_{2,5}$  en las estaciones del grupo A, tanto en verano como invierno. Luego en el grupo B y C se observa una mejor representación de EMEP en el periodo de invierno, sin embargo, se observa una clara sobrestimación de las concentraciones en algunas estaciones. Por parte del periodo de verano se ve una subestimación en el grupo B y una sobrestimación en el grupo. Estos resultados se pueden observar en la Figura 3.3.

Por otro lado, respecto de la altura de la capa límite estimada por el modelo EMEP. Se tiene que típicamente, en el periodo de verano, 4 niveles verticales se encuentran dentro de la capa límite, mientras que en el periodo de invierno son 3. Sin embargo, esto varía según las condiciones de cada punto de comparación. Por ejemplo, la cantidad de niveles verticales dentro de la capa límite durante el invierno en Chile central pueden ser 2 y durante el verano, en Chile sur pueden ser 7 niveles.

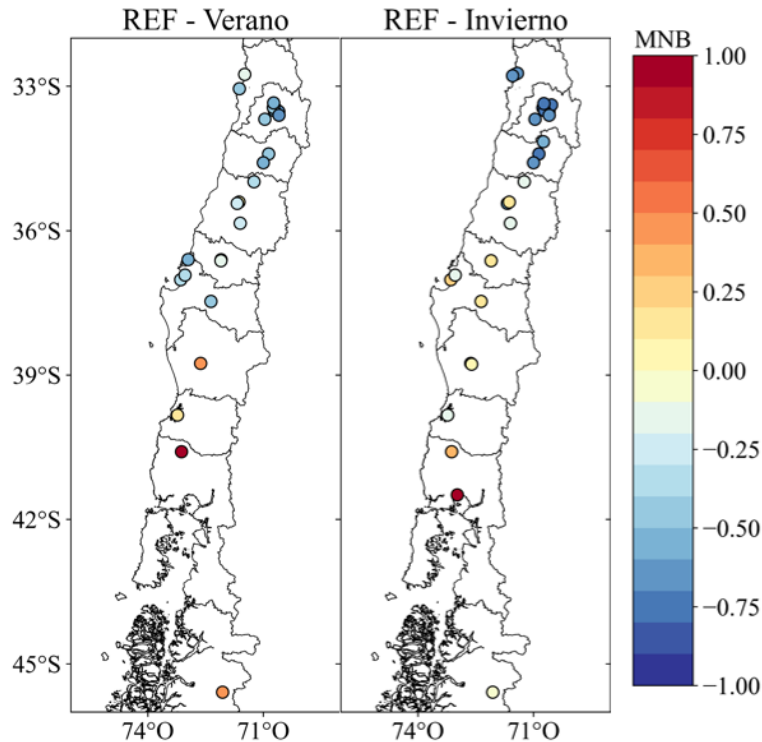


Figura 3.3. Evaluación de las concentraciones superficiales de  $MP_{2.5}$  para la simulación referencia (REF). Los puntos indican cada estación y el código de color el sesgo medio normalizado obtenido para cada serie temporal comparada.

### 3.4 Ajuste de emisiones

Considerando los grupos obtenidos del agrupamiento estadístico se realizó un análisis de sensibilidad de las concentraciones respecto de las emisiones de  $MP_{2.5}$ . Se comparó la relación entre las concentraciones promedio iniciales, obtenidas en la simulación REF, y las concentraciones promedio obtenidas de dos simulaciones con el 50 y 25 % de las emisiones iniciales. Para este análisis se consideró el periodo de invierno, en donde las emisiones por quema de leña son máximas.

Como principal resultado se observa una clara dependencia de las concentraciones respecto de las emisiones de  $MP_{2.5}$  producto de la quema de leña en los grupos B y C, en donde la leña prepondera como principal fuente. La relación entre las concentraciones y las emisiones fue cercana a una relación 1:1, acentuándose más hacia en las estaciones del sur en el grupo B y en todas las estaciones del grupo C (ver Figura 3.4). Tomando en cuenta la proporcionalidad y dependencia de las concentraciones respecto de las emisiones, se infirió una relación lineal entre ambos para los grupos B y C. Por otro lado, los grupos menos afectados a las emisiones de leña, grupos A y D, no presentan esta misma relación (ver Figura 5.2), lo que se condice con la existencia e importancia de otras fuentes y de procesos de formación secundaria (Menares et al., 2020).

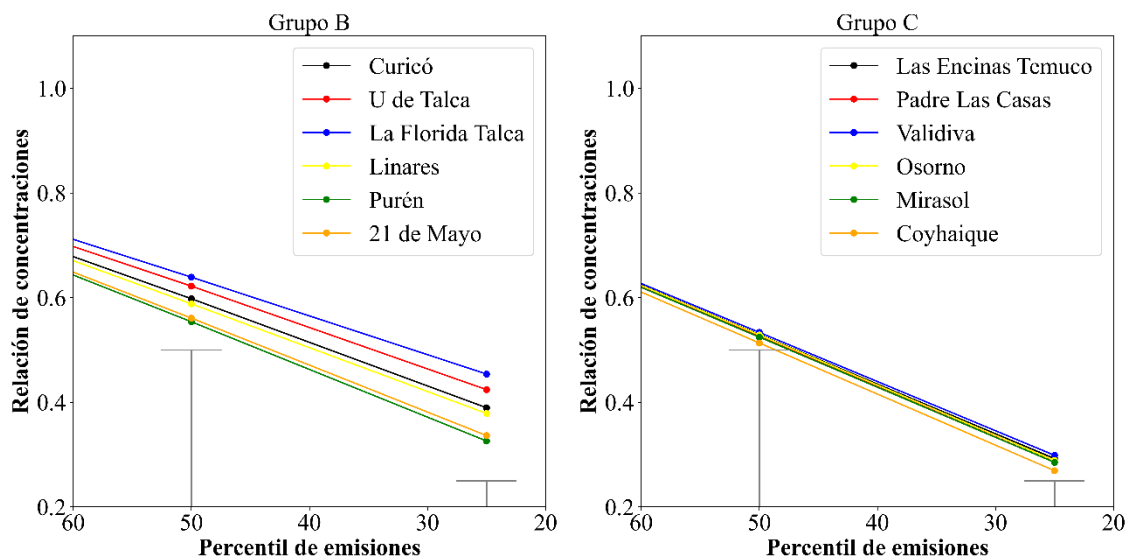


Figura 3.4. Relación entre concentraciones y emisiones de leña en las estaciones del grupo B (izquierda) y C (derecha). Las líneas representan la recta que une cada punto. Las líneas grises representan la relación 1:1 entre los percentiles 50 y 25, con la relación de concentraciones 0,50 y 0,25, respectivamente.

### 3.4.1 Factor de corrección

Para los grupos B y C se realizó un ajuste de las emisiones aplicando una regresión lineal entre los sesgos obtenidos y los niveles de emisión. Debido a la variabilidad de los sesgos se aplicó una regresión distinta a cada punto evaluado. El nivel de emisiones resultante de las distintas regresiones se obtuvo considerando el sesgo más cercano a cero (ver Figura 3.5).

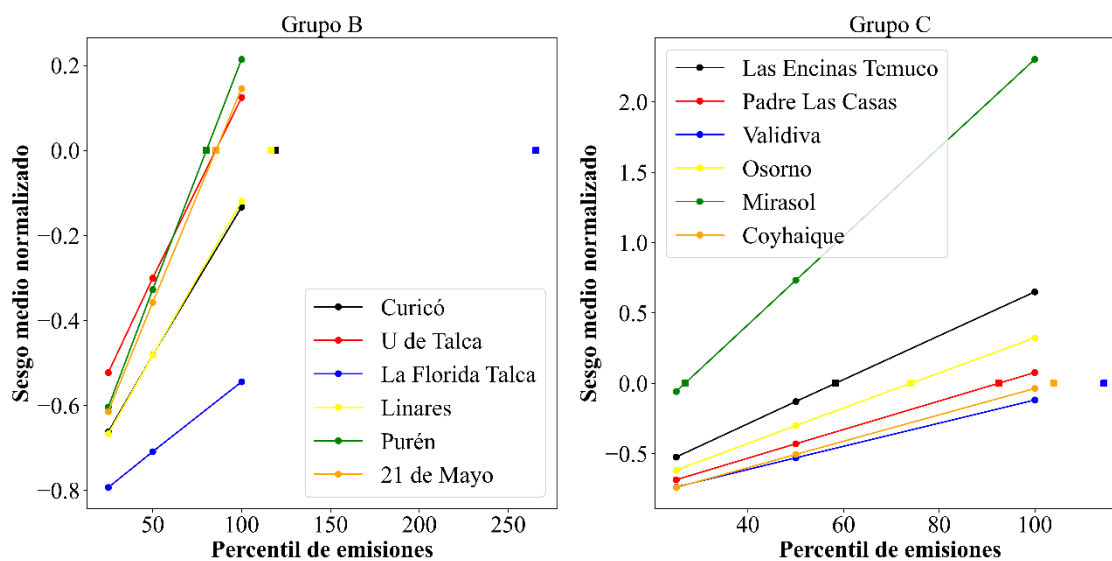


Figura 3.5. Comparación de los sesgos obtenidos a distintos niveles de emisiones. Las líneas representan la recta que une cada punto. Los cuadrados representan el nivel de emisiones requerido para obtener un sesgo cercano a cero.

En base a los resultados de las regresiones se aplicó un factor de corrección en las emisiones iniciales, en las zonas cercanas de cada punto de comparación (ver Figura 5.3), obteniendo un total de 138 kt de  $MP_{2,5}$  para el 2016. Con este nivel de emisiones se obtuvo el menor sesgo para cada comparación, salvo en las estaciones de monitoreo de La Florida, Talca, y la estación de Las Encinas, Temuco.

### **3.5 Concentraciones superficiales**

Los grupos B y C son los que agrupan las estaciones de monitoreo más cercanas a los mayores emisores de  $MP_{2,5}$  por quema de leña. Debido a la relevancia del uso de leña durante el invierno y el uso depreciable durante el verano, aquí se presentan los resultados sobre los impactos en las concentraciones en el periodo de invierno y sólo para los grupos B y C.

A modo general se tiene que la simulación REF (168 kt de  $MP_{2,5}$ ), es decir con emisiones provenientes de Álamos et al. (2022), sobrestima las concentraciones en la mayoría de los puntos contrastados. Esto es más evidente en el grupo C, en donde el MNB promedio alcanza los 0.5. Por su parte, la simulación NDC (31 kt de  $MP_{2,5}$ ) subestima sistemáticamente todas las concentraciones en los puntos de comparación. La simulación AD, que considera las emisiones ajustadas en base a este trabajo (138 kt de  $MP_{2,5}$ ), mejora considerablemente los sesgos obtenidos en ambos grupos, donde el mayor cambio se evidencia en el grupo C. Estos resultados son presentados en la Figura 3.6. Es válido mencionar que los sesgos generales presentados tienen influencia de los sesgos provenientes de las estaciones de monitoreo que no fueron consideradas en el ajuste de las emisiones como se menciona anteriormente. Para más detalles sobre estos resultados revisar el manuscrito anexo a este trabajo.

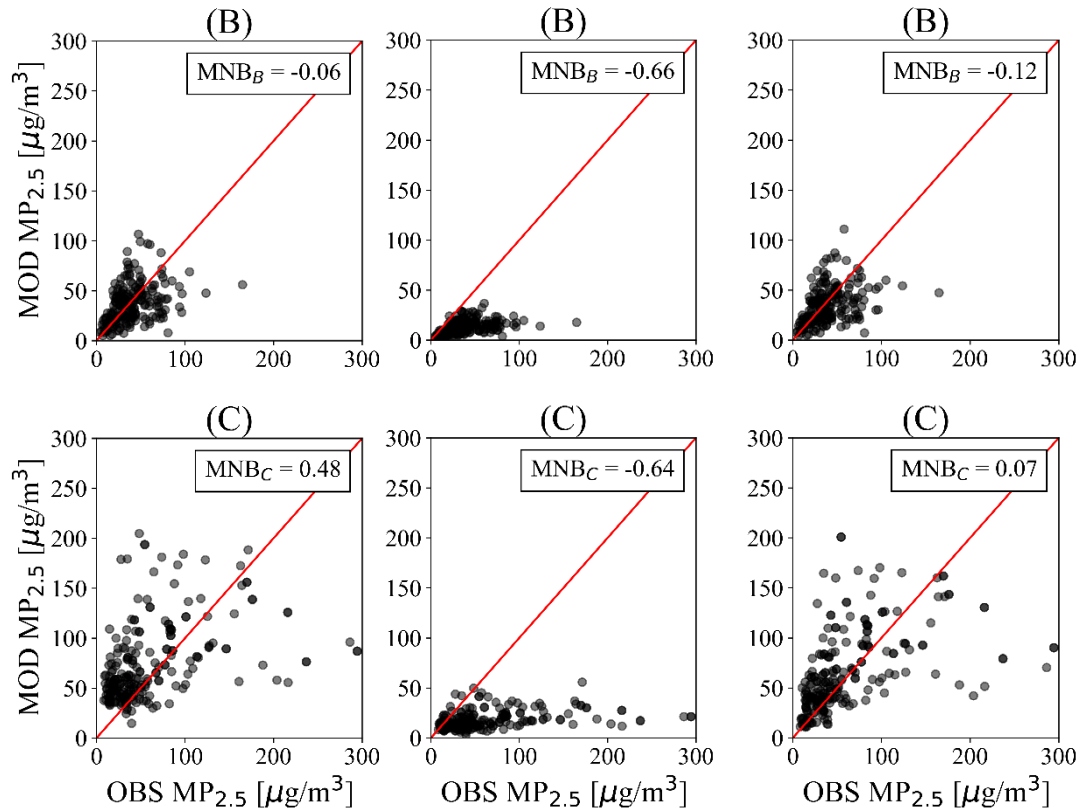


Figura 3.6. Comparación entre concentraciones diarias de  $MP_{2.5}$  observadas y simuladas. A la izquierda se muestran los resultados para la simulación REF, al centro la simulación NDC y a la derecha la simulación AD. La línea roja representa la proporcionalidad 1:1.

### 3.6 Caracterización del $MP_{2.5}$

En base a los resultados de las simulaciones AD para verano e invierno, se realizó una comparación con observaciones de la composición del  $MP_{2.5}$ . Para el periodo de invierno se contó con dos caracterizaciones de  $MP_{2.5}$ , realizada en Temuco el año 2014 (Villalobos et al., 2017) y en Valdivia en 2019 (Jorquera et al., 2021). Si bien las observaciones distan en cuanto al año de caracterización, para efectos de esta comparación se considera que las fuentes de  $MP_{2.5}$  no deberían haber cambiado significativamente. Aquí solo se presentan los resultados para la ciudad de Temuco (otros resultados en el anexo).

Los resultados obtenidos del modelo indican una participación similar de la materia orgánica (MO) en las observaciones y la simulación, siendo menor en las simulaciones. Contrario es el caso del BC, que se sobrestima en la simulación en aproximadamente un factor 3 (ver Figura 3.7). Estos resultados sugieren que la participación BC en los aerosoles primarios podría estar sobrestimada. Esto podría deberse a que la configuración adoptada del modelo asume que un 20% de las emisiones  $MP_{2.5}$ , para la combustión residencial, es BC.

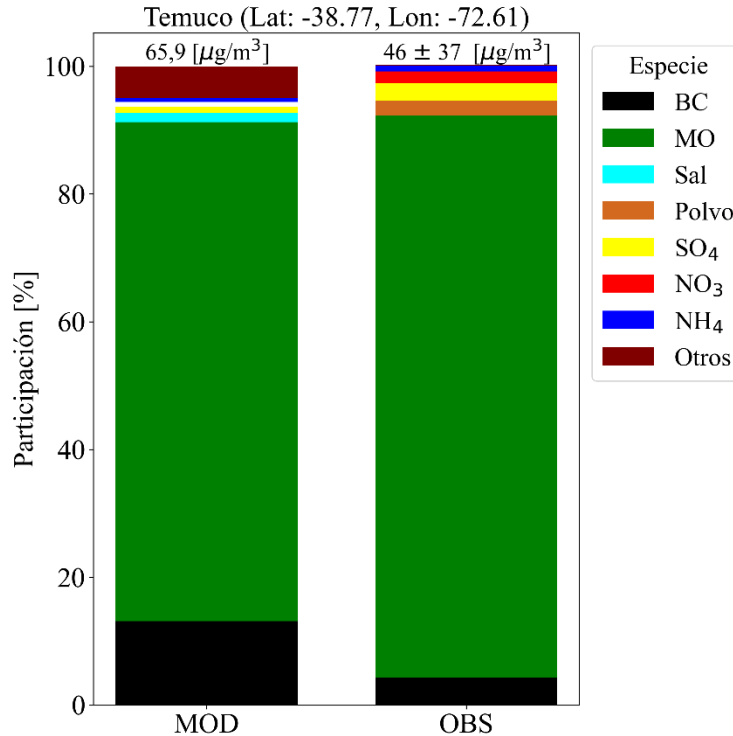


Figura 3.7. Caracterización de las concentraciones promedio invernales de  $MP_{2.5}$ . Los gráficos de barra muestran la participación de las diferentes especies simuladas y observadas. Arriba se señala las concentraciones promedio para cada una. Observaciones adaptadas de Villalobos et al. (2017)

Para las simulaciones de verano no se contó con caracterizaciones de  $MP_{2.5}$ , esto debido a que estos estudios son focalizados en temporadas de alta contaminación (invierno). Sin embargo, los resultados obtenidos son relevantes para otros estudios que puedan realizarse sobre esta zona.

A modo general, los resultados obtenidos en las simulaciones de verano muestran una sobrestimación de las concentraciones del grupo C y una subestimación en los otros grupos. De estos resultados, destaca la alta influencia de las condiciones de borde en las concentraciones totales (mayor a 45%), siendo la más preponderante la cantidad de sal marina aportada por esta a los aerosoles totales. Esto, por una parte, sugiere que las cantidades de sal marina presente en los reanálisis de CAMS, utilizados como condiciones de borde, sobrestimarían la participación de este aerosol. Un ejemplo de esto se ve en la Figura 3.8, para la ciudad de Osorno ( $40.6^{\circ}S$ ,  $73.1^{\circ}O$ ). Por otra parte, en los grupos de estaciones subestimados los resultados sugieren la falta de otras fuentes de emisión, las que no fueron evaluadas en este trabajo. Estos y otros resultados pueden ser revisado en detalle en el manuscrito anexo a este trabajo.

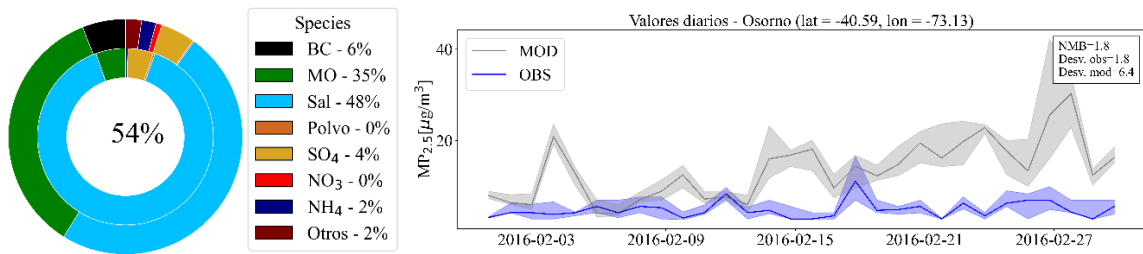


Figura 3.8. Caracterización del MP<sub>2.5</sub> promedio en verano y serie de tiempo diaria para la ciudad de Osorno. El gráfico torta externo indica la concentración promedio de cada aerosol en la concentración total durante el periodo, mientras que el gráfico interior muestra la participación de cada aerosol en las condiciones de borde.

El valor central indica la participación de las condiciones de bode en las concentraciones totales. La línea sólida representa la mediana diaria mientras que las bandas los percentiles 25 y 75 de las concentraciones diarias.

# Capítulo 4

## 4 Resumen y conclusiones

Utilizando el modelo EMEP, en conjunto con campos meteorológicos WRF para Chile centro y sur (30°S – 50°S), se evaluaron las emisiones y concentraciones de MP<sub>2,5</sub> para un periodo de verano e invierno de 2016. La evaluación de los campos meteorológicos evidenció un buen desempeño del modelo meteorológico WRF, siendo este capaz de representar las distintas características de la meteorología del dominio, considerando la resolución espacial de estos mismos. Sin embargo, se observa un sesgo sistemático positivo en la intensidad del viento (~1 m/s). Respecto de las concentraciones superficiales se evaluaron distintos niveles de emisiones de MP<sub>2,5</sub> producto de la quema de leña. El nivel de referencia consideró 168 kt de MP<sub>2,5</sub> y 17 kt de BC, mientras que el nivel asociado a la estimación de la NDC de Chile consideró 34 kt de MP<sub>2,5</sub> y 3,8 kt de BC. Considerando las concentraciones obtenidas con los niveles anteriores y la respuesta de las concentraciones al cambio en las emisiones, se corrigieron las emisiones utilizando un ajuste lineal entre las emisiones y los sesgos obtenidos. Como resultado se encontró que un nivel de 138 kt de MP<sub>2,5</sub> se encontraría más cercano a los niveles reales de emisiones, de acuerdo con este ejercicio de modelación. Respecto de las emisiones de BC, la caracterización de la composición de aerosoles durante el periodo de invierno indica una buena representación del modelo (año 2016) respecto de las observaciones disponibles (2014). Despreciando la atemporalidad de la comparación, el modelo es capaz de representar la participación de materia orgánica dentro del MP<sub>2,5</sub>, no así la participación de BC dentro de este mismo. Los resultados del modelo indican una sobrestimación marcada del BC, donde se estima un 13% contra un 4% de las observaciones, sobrestimación que se repite en lo demás puntos de comparación.

Este trabajo sugiere que las estimaciones de emisiones de MP<sub>2,5</sub> previamente realizadas, tanto para la NDC (Gallardo et al., 2020) como para el primer inventario nacionalmente distribuido de contaminantes criterio (Álamos et al., 2022), no tendrían el nivel adecuado de flujo de emisiones para satisfacer las simulaciones, de acuerdo con las observaciones contrastadas. Por una parte, la estimación realizada para la NDC subestima sistemáticamente concentraciones, vale decir las emisiones, en todo el dominio evaluado. Por otra parte, la estimación realizada por Álamos et al. (2022) presenta una mejor estimación de los niveles de emisiones, sin embargo, se encuentran sesgos negativos y positivos a lo largo del dominio, siendo este último particularmente alto en el sur del país. Estos resultados, particularmente en la zona sur de Chile continental, sugieren una sobrestimación de las emisiones por quema de leña en las principales ciudades donde predomina el uso de leña como fuente principal de MP<sub>2,5</sub>. Aquí se corrigen las emisiones de acuerdo con los resultados obtenidos de las simulaciones, obteniendo como mejor estimación un nivel intermedio de emisiones entre Álamos et al. (2022) y Gallardo et al. (2020). Respecto de las emisiones de BC, se tiene una sobrestimación por parte del modelo EMEP. Para abordar estas diferencias es importante



contar con caracterizaciones de emisiones que den cuenta de las especies que componen los contaminantes primarios de manera local. En este trabajo, la configuración adoptada del modelo EMEP da cuenta de que un 20% de las emisiones de  $MP_{2,5}$  corresponden a BC, para las emisiones por combustión de leña residencial. Por lo tanto, considerando los resultados obtenidos, aquí se sugiere considerar un rango medio de 10% de participación del BC, siguiendo las guías de inventarios europeos (EMEP/EEA, 2019). Con esto se tiene que, los niveles de emisiones de aerosoles por quema de leña residencial sugeridos por este trabajo corresponden a 138 kt  $MP_{2,5}$  y 14 kt de BC para el año 2016.

Cabe destacar que los resultados obtenidos en este trabajo se basan en distintos supuestos que podrían impactar el nivel de emisiones propuesto por este trabajo. Por una parte, la distribución temporal de las emisiones es algo que deben ser considerado en futuros estudios que aborden la calidad del aire producto de las emisiones de leña. En este trabajo ajustaron la temporalidad de las emisiones de acuerdo con las temporadas cálida y fría de Chile. Sin embargo, este ajuste no fue exhaustivo. Esto queda en evidencia observando las diferencias entre concentraciones típicas y los flujos de emisiones mensuales (ver Figura 4.1). Estas diferencias podrían resultar en una sobre y subestimaciones de las concentraciones de los meses contiguos. De acuerdo con estos resultados, el máximo de emisiones debería ocurrir dos meses antes de lo que se considera en los ciclos utilizados (ver Figura 5.4). Otra forma de subsanar estas diferencias es considerando factores de corrección de emisiones de acuerdo con la temperatura de las simulaciones, o también conocidos como *Degree Day Factors*.

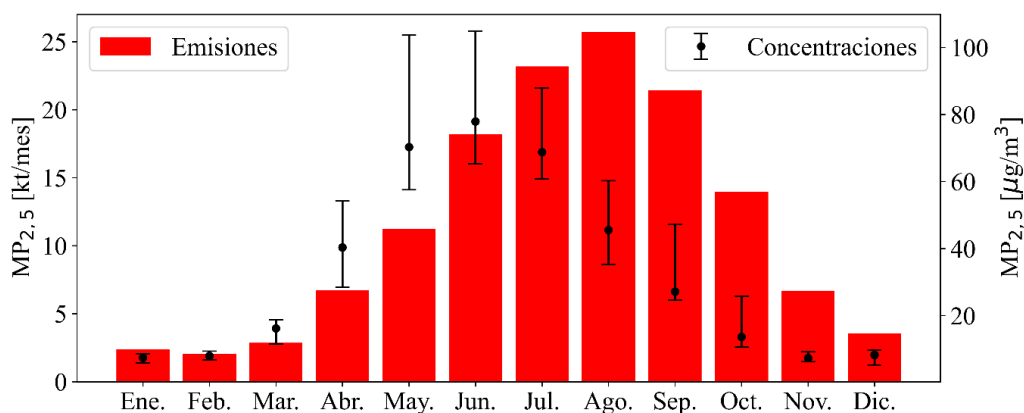


Figura 4.1. Ciclo de emisiones y concentraciones de  $MP_{2,5}$  para la quema de leña residencial. Las barras rojas representan los flujos de emisiones mensuales considerados en las simulaciones. Los puntos y barras de error representan las concentraciones medias y los percentiles 25 y 75 de las concentraciones del año 2016 para las estaciones de los grupos B y C.

Respecto de las concentraciones durante el periodo de verano, se encuentra una sobrestimación sistemática en las estaciones del grupo C, en donde la participación de las condiciones de borde es relevante por la cantidad de sal marina asociada al  $MP_{2,5}$  (>45%). Estas diferencias fueron abordadas en el contexto de una pasantía, del proyecto PAPILA, en el Instituto Noruego de Meteorología. Corrigiendo la interpolación entre los niveles verticales de las condiciones de borde y los del modelo EMEP, la alta participación de la sal marina fue subsanada.

Sumando todo, este es el primer trabajo que utiliza el modelo EMEP para evaluar la calidad del aire en el centro y sur de Chile. Basado en el ejercicio de modelación, se propone un nuevo nivel de emisiones de  $MP_{2,5}$  (138 kt) y BC (14 kt) para el año 2016, considerando el pequeño conjunto de observaciones disponibles y el periodo simulado. Es necesario destacar que debido a la información disponible cerca de la mitad de las emisiones no pudieron ser correctamente evaluadas, debido a que las observaciones se limitan a zonas urbanas y no rurales, en donde la participación es casi igual de importante de acuerdo con la distribución de emisiones adoptada (Álamos et al., 2022). Esto resalta, por una parte, la importancia de la distribución de las emisiones, la que puede ser igual de relevante que los flujos estimados y, por otra parte, la importancia de contar con redes de monitoreo extensas y robustas para la evaluación de políticas y compromisos nacionales.

# Capítulo 5

## 5 Anexos

### 5.1 Manuscrito adjunto

“Aerosols and black carbon dispersion in central and southern Chile in winter and summer 2016: the role of wood burning”.

### 5.2 Tablas y figuras

Tabla 5.1. Emisiones antropogénicas consideradas como entradas de la modelación.

Sector SNAP	Especie [kt/a]						Referencia
	MP <sub>2,5</sub>	CO	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	COV	NH <sub>3</sub>	
1: Energía	4.4	17.9	57.6	37.3	17.4	9.0	(Álamos et al., 2022)
2: Residencial	168	1267.5	28.5	1.50	240	9.2	(Álamos et al., 2022)
3: Industria	4.3	17.9	41.2	276	6.8	5.1	(Álamos et al., 2022)
4: Procesos de producción	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	-
5: Extracción de combustible	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	-
6: Solventes	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	-
7: Transporte en ruta	2.2	140.5	87.2	-	13.3	-	(Álamos et al., 2022)
8: Otras fuentes móviles	0.4	0.4	4.3	2.6	0.2	-	(Janssens-Maenhout et al., 2015)
9: Residuos	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	-
10: Agricultura	-	-	-	-	-	109	(Janssens-Maenhout et al., 2015)
11: Otros	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	N/I	-
<b>Total</b>	<b>180</b>	<b>1444.2</b>	<b>218.8</b>	<b>318</b>	<b>278</b>	<b>133</b>	-

\*SNAP: Selected Nomenclature for Air Pollution

\*N/I: No incluido

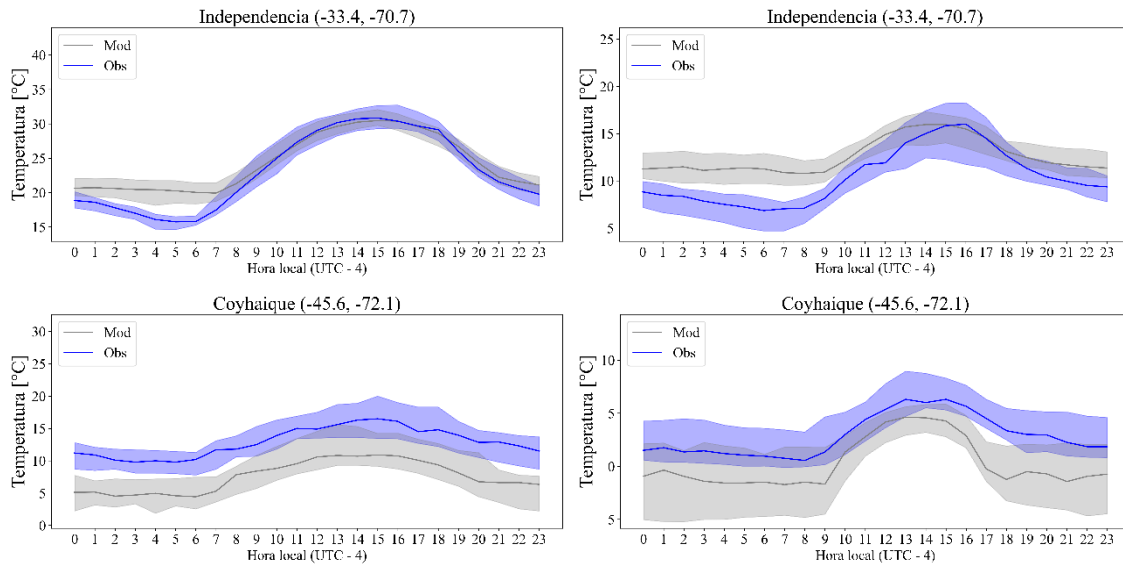


Figura 5.1. Ciclo diario de temperatura para dos condiciones distintas dentro del dominio. En la izquierda se presenta el periodo de verano y en la derecha el periodo de invierno.

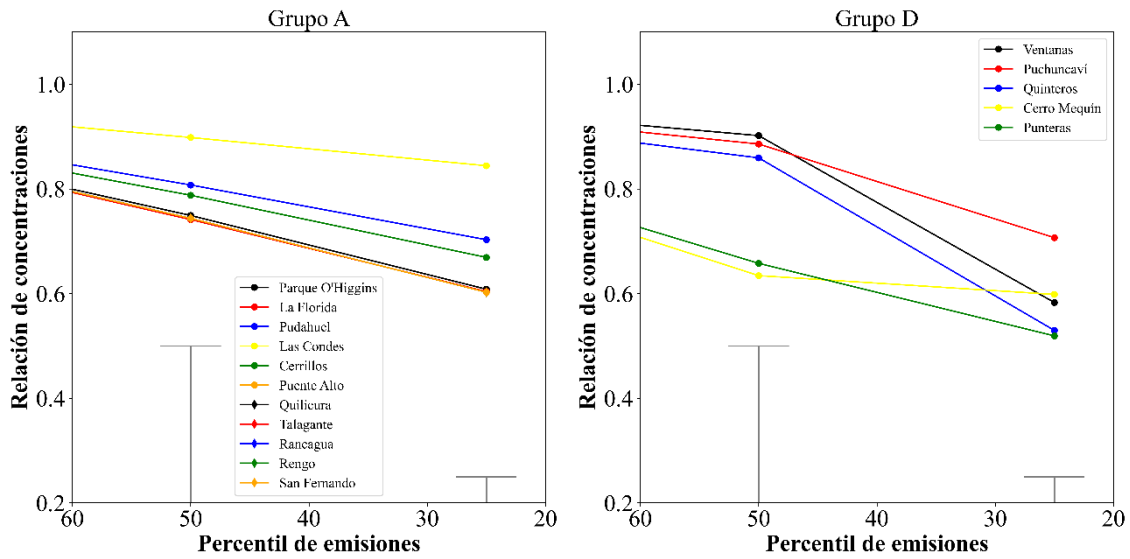


Figura 5.2. Relación concentraciones y emisiones de leña en las estaciones del grupo A (izquierda) y D (derecha).

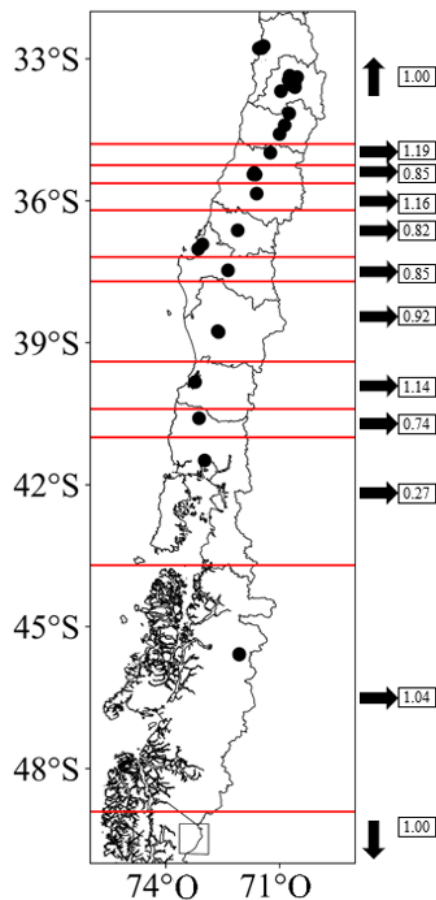


Figura 5.3. Factor de corrección aplicado en las emisiones de cada zona.

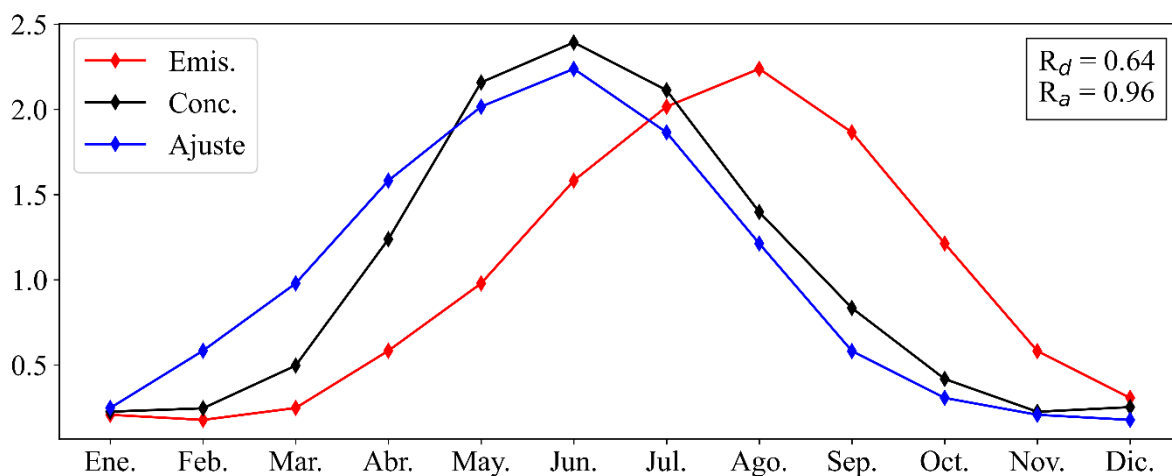


Figura 5.4. Ciclos normalizados de concentraciones y emisiones, por defecto y ajustado para el año 2016. Las concentraciones consideran las estaciones pertenecientes a los grupos B y C, mientras que los ciclos de emisiones normalizado corresponden al ciclo por defecto de las emisiones del modelo y el ajuste corresponde al ciclo de emisiones ajustado en base a la correlación con las concentraciones consideradas.

\* $R_d$ : Correlación de Pearson para el ciclo por defecto con las concentraciones;  $R_a$ : Correlación de Pearson para el ciclo por defecto con las concentraciones.

## 6 Bibliografía

- Álamos, N., Huneus, N., Opazo, M., Osses, M., Puja, S., Pantoja, N., Denier Van Der Gon, H., Schueftan, A., Reyes, R., & Calvo, R. (2022). High-resolution inventory of atmospheric emissions from transport, industrial, energy, mining and residential activities in Chile. *Earth System Science Data*, *14*(1), 361–379. <https://doi.org/10.5194/essd-14-361-2022>
- Barraza, F., Lambert, F., Jorquera, H., Villalobos, A. M., & Gallardo, L. (2017). Temporal evolution of main ambient PM<sub>2.5</sub> sources in Santiago, Chile, from 1998 to 2012. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *17*(16), 10093–10107. <https://doi.org/10.5194/acp-17-10093-2017>
- Bond, T. C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., Deangelo, B. J., Flanner, M. G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P. K., Sarofim, M. C., Schultz, M. G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., ... Zender, C. S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, *118*(11), 5380–5552. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50171>
- Boucher, O., Randall, P., Artaxo, C., Bretherton, G., Feingold, P., Forster, V.-M., Kerminen, Y., Kondo, H., Liao, U., Lohmann, P., Rasch, S. K., Satheesh, S., Sherwood, B., Stevens, & Zhang, X. Y. (2013). *Clouds and Aerosols*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.016>
- Brasseur, G. P., & Jacob, D. J. (2017). *Modeling of Atmospheric Chemistry*. <https://lccn.loc.gov/2016040128>
- Burnett, R., Chen, H., Szyszkwicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope, C. A., Apte, J. S., Brauer, M., Cohen, A., Weichenthal, S., Coggins, J., Di, Q., Brunekreef, B., Frostad, J., Lim, S. S., Kan, H., Walker, K. D., Thurston, G. D., Hayes, R. B., ... Spadaro, J. v. (2018). Global estimates of mortality associated with longterm exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *115*(38), 9592–9597. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>
- EMEP/EEA. (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019: Technical guidance to prepare national emission inventories. *EEA Technical Report, 12/2019*. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>
- Fernández-González, S., Martín, M. L., García-Ortega, E., Merino, A., Lorenzana, J., Sánchez, J. L., Valero, F., & Rodrigo, J. S. (2018). Sensitivity analysis of the WRF model: Wind-resource assessment for complex terrain. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *57*(3), 733–753. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-17-0121.1>
- Forster, P. M., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J. L., Frame, D., Lunt, D. J., Mauritsen, T., Palmer, M. D., Watanabe, M., Wild, M., & Zhang, H. (2021). Chapter

- 7: The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, August*, in press.
- Fu, B., Gasser, T., Li, B., Tao, S., Ciais, P., Piao, S., Balkanski, Y., Li, W., Yin, T., Han, L., Li, X., Han, Y., An, J., Peng, S., & Xu, J. (2020). Short-lived climate forcers have long-term climate impacts via the carbon–climate feedback. *Nature Climate Change*, *10*(9), 851–855. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0841-x>
- Gallardo, L., Barraza, F., Ceballos, A., Galleguillos, M., Huneus, N., Lambert, F., Ibarra, C., Munizaga, M., O’Ryan, R., Osses, M., Tolvett, S., Urquiza, A., & Véliz, K. D. (2018). Evolution of air quality in Santiago: The role of mobility and lessons from the science-policy interface. *Elementa*, *6*. <https://doi.org/10.1525/elementa.293>
- Gallardo, L., Basoa, K., Tolvett, S., Osses, M., Huneus, N., Bustos, S., Barraza, J., & Ogaz, G. (2020). *Mitigación de carbono negro en la actualización de la contribución nacionalmente determinada de Chile*. <https://www.cr2.cl/carbononegro/>
- Garreaud, R. D., Rutllant, J. A., & Fuenzalida, H. (2002). Coastal lows along the subtropical west coast of South America: Mean structure and evolution. *Monthly Weather Review*, *130*(1), 75–88. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2002\)130<0075:CLATSW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2002)130<0075:CLATSW>2.0.CO;2)
- Gustafsson, Ö., & Ramanathan, V. (2016). Convergence on climate warming by black carbon aerosols. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *113*(16), 4243–4245. <https://doi.org/10.1073/pnas.1603570113>
- INE. (2018). *Síntesis de resultados censo 2017*. *1*, 27. <https://www.censo2017.cl/descargas/home/sintesis-de-resultados-censo2017.pdf>
- Inness, A., Ades, M., Agustí-Panareda, A., Barr, J., Benedictow, A., Blechschmidt, A. M., Jose Dominguez, J., Engelen, R., Eskes, H., Flemming, J., Huijnen, V., Jones, L., Kipling, Z., Massart, S., Parrington, M., Peuch, V. H., Razinger, M., Remy, S., Schulz, M., & Suttie, M. (2019). The CAMS reanalysis of atmospheric composition. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *19*(6), 3515–3556. <https://doi.org/10.5194/acp-19-3515-2019>
- IPCC. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. *11*(C), 3–16. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- IPCC. (2021). Climate Change 2021 The Physical Science Basis Summary for Policymakers Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*.
- Janssens-Maenhout, G., Crippa, M., Guizzardi, D., Dentener, F., Muntean, M., Pouliot, G., Keating, T., Zhang, Q., Kurokawa, J., Wankmüller, R., Denier Van Der Gon, H., Kuenen, J. J. P., Klimont, Z., Frost, G., Darras, S., Koffi, B., & Li, M. (2015). HTAP-v2.2: A mosaic of regional and global emission grid maps for 2008 and 2010 to study

- hemispheric transport of air pollution. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(19), 11411–11432. <https://doi.org/10.5194/acp-15-11411-2015>
- Jorquera, H. (2021). Air quality management in Chile: Effectiveness of PM2.5 regulations. *Urban Climate*, 35(December 2020). <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100764>
- Jorquera, H., Villalobos, A. M., & Schauer, J. J. (2021). Wood burning pollution in Chile: A tale of two mid-size cities. *Atmospheric Pollution Research*, 12(4), 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.02.011>
- Kettle, A. J., & Andreae, M. O. (2000). Flux of dimethylsulfide from the oceans: A comparison of updated data sets and flux models. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 105(D22), 26793–26808. <https://doi.org/10.1029/2000JD900252>
- Kirrane, E. F., Luben, T. J., Benson, A., Owens, E. O., Sacks, J. D., Dutton, S. J., Madden, M., & Nichols, J. L. (2019). A systematic review of cardiovascular responses associated with ambient black carbon and fine particulate matter. *Environment International*, 127(February), 305–316. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.027>
- Langner, J., Gidhagen, L., Bergström, R., Gramsch, E., Oyola, P., Reyes, F., Segersson, D., & Aguilera, C. (2020). Model-simulated source contributions to PM2.5 in Santiago and the central region of Chile. *Aerosol and Air Quality Research*, 20(5), 1111–1126. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.08.0374>
- Mardones, C., & Cornejo, N. (2020). Ex-post evaluation of environmental decontamination plans on air quality in Chilean cities. *Journal of Environmental Management*, 256(October 2019), 109929. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109929>
- Mazzeo, A., Huneus, N., Ordoñez, C., Orfanoz-Chequela, A., Menut, L., Mailler, S., Valari, M., Denier van der Gon, H., Gallardo, L., Muñoz, R., Donoso, R., Galleguillos, M., Osses, M., & Tolvett, S. (2018). Impact of residential combustion and transport emissions on air pollution in Santiago during winter. *Atmospheric Environment*, 190(June), 195–208. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.06.043>
- Menares, C., Gallardo, L., Kanakidou, M., Seguel, R., & Huneus, N. (2020). Increasing trends (2001–2018) in photochemical activity and secondary aerosols in Santiago, Chile. *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 72(1), 1–18. <https://doi.org/10.1080/16000889.2020.1821512>
- MMA. (2015). *Contribución Nacional De Chile (NDC) Para El Acuerdo Climático París 2015*. 27. [http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/09/INDC\\_1609c1.pdf](http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/09/INDC_1609c1.pdf)
- MMA. (2020a). *Chile's Nationally Determined Contribution - Update 2020*. [https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Chile%20First/Chile%27s\\_NDC\\_2020\\_english.pdf](https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Chile%20First/Chile%27s_NDC_2020_english.pdf)
- MMA. (2020b). *Cuarto informe bienal de actualización de Chile sobre Cambio Climático*. [https://unfccc.int/sites/default/files/resource/4NC\\_Chile\\_Spanish.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/resource/4NC_Chile_Spanish.pdf)



- Molina, C., Toro, R., Morales, S. R. G. E., Manzano, C., & Leiva-Guzmán, M. A. (2017). Particulate matter in urban areas of south-central Chile exceeds air quality standards. *Air Quality, Atmosphere and Health*, *10*(5), 653–667. <https://doi.org/10.1007/s11869-017-0459-y>
- Nahian, M. R., Nazem, A., Nambiar, M. K., Byerley, R., Mahmud, A. S., Seguin, A. M., Robe, F. R., Ravenhill, J., & Aliabadi, A. A. (2020). Complex meteorology over a complex mining facility: Assessment of topography, land use, and grid spacing modifications in WRF. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *59*(4), 769–789. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-19-0213.1>
- Nakamura, A., Nakatani, N., Maruyama, F., Fujiyoshi, S., Márquez-Reyes, R., Fernández, R., & Noda, J. (2022). Characteristics of PM<sub>2.5</sub> Pollution in Osorno, Chile: Ion Chromatography and Meteorological Data Analyses. *Atmosphere*, *13*(2). <https://doi.org/10.3390/atmos13020168>
- Osses, M., Rojas, N., Ibarra, C., Valdebenito, V., Laengle, I., Pantoja, N., Osses, D., Basoa, K., Tolvett, S., & Huneeus, N. (2022). High-resolution spatial-distribution maps of road transport exhaust emissions in Chile, 1990 – 2020. *Earth System Science Data*, *14*, 1359–1376. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/essd-14-1359-2022>
- Palma Behnke, R., Barría, C., Basoa, K., Benavente, D., Benavides, C., Campos, B., de La Maza, N., Farías, L., García, M. J., Gonzales Carrasco, L. E., Guarda, F., Guzmán, R., Jofré, A., Mager, J., Martínez, R., Montedónico, M., Morán, L., Muñoz, L., Osses, M., ... Vicuña, S. (2019). *Chilean NDC mitigation proposal : Methodological approach and supporting ambition*. 1–53.
- Saarikoski, S., Reyes, F., Vázquez, Y., Tagle, M., Timonen, H., Aurela, M., Carbone, S., Worsnop, D. R., Hillamo, R., & Oyola, P. (2019). Characterization of submicron aerosol chemical composition and sources in the coastal area of Central Chile. *Atmospheric Environment*, *199*, 391–401. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.040>
- Saide, P. E., Carmichael, G. R., Spak, S. N., Gallardo, L., Osses, A. E., Mena-Carrasco, M. A., & Pagowski, M. (2011). Forecasting urban PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> pollution episodes in very stable nocturnal conditions and complex terrain using WRF-Chem CO tracer model. *Atmospheric Environment*, *45*(16), 2769–2780. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.001>
- Saide, P. E., Mena-carrasco, M., Tolvett, S., & Hernandez, P. (2016). Air quality forecasting for winter-time PM<sub>2.5</sub> episodes occurring in multiple cities in central and southern Chile Pablo. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres RESEARCH*, *175*(4449), 238. <https://doi.org/doi:10.1002/2015JD023949>
- Samset, B. H., & Myhre, G. (2015). Climate response to externally mixed black carbon as a function of altitude. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. <https://doi.org/doi:10.1002/2014JD022849>

- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G. D., Gauss, M., Jonson, J. E., Jenkin, M. E., Nyúri, A., Richter, C., Semeena, V. S., Tsyro, S., Tuovinen, J. P., Valdebenito, A., & Wind, P. (2012). The EMEP MSC-W chemical transport model &ndash; Technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *12*(16), 7825–7865. <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>
- Simpson, D., Bergström, R., Briolat, A., Imhof, H., Johansson, J., Priestley, M., & Valdebenito, A. (2020). GenChem v1.0-a chemical pre-processing and testing system for atmospheric modelling. *Geoscientific Model Development*, *13*(12), 6447–6465. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-6447-2020>
- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J. B., Gill, D. O., Barker, D. M., Duda, M. G., Huang, X.-Y., Wang, W., & Powers, J. G. (2021). A Description of the Advanced Research WRF Model Version 4.3. *NCAR Technical Note*, July, 1–165.
- Solís, R., Toro A., R., Gomez, L., Vélez-Pereira, A. M., López, M., Fleming, Z. L., Fierro, N., & Leiva G., M. (2022). Long-term airborne particle pollution assessment in the city of Coyhaique, Patagonia, Chile. *Urban Climate*, *43*(September 2021), 101144. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101144>
- Szopa, S., Naik, V., Adhikary, B., Artaxo, P., Berntsen, T., Collins, W. D., Fuzzi, S., Gallardo, L., Kiendler Scharr, A., Klimont, Z., Liao, H., Unger, N., & Zanis, P. (2021). Short-Lived Climate Forcers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, August, 73. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.008>
- Tagle, M., Reyes, F., Vásquez, Y., Carbone, S., Saarikoski, S., Timonen, H., Gramsch, E., & Oyola, P. (2018). Spatiotemporal variation in composition of submicron particles in Santiago Metropolitan Region, Chile. *Frontiers in Environmental Science*, *6*(MAY), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00027>
- UN. (2015). The paris agreement. *Towards a Climate-Neutral Europe: Curbing the Trend*, 24–45. <https://doi.org/10.4324/9789276082569-2>
- Valdés Salgado, M., Smith, P., Opazo, M. A., & Huneus, N. (2021). Long-Term Exposure to Fine and Coarse Particulate Matter and COVID-19 Incidence and Mortality Rate in Chile during 2020. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(14), 7409. <https://doi.org/10.3390/ijerph18147409>
- Villalobos, A. M., Barraza, F., Jorquera, H., & Schauer, J. J. (2017). Wood burning pollution in southern Chile: PM<sub>2.5</sub> source apportionment using CMB and molecular markers. *Environmental Pollution*, *225*, 514–523. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.069>

- Wilks, D. S. (2006). *Statistical methods in the atmosphere* (Second edition). International Geophysics Series.
- Yáñez, M. A., Baettig, R., Cornejo, J., Zamudio, F., Guajardo, J., & Fica, R. (2017). Urban airborne matter in central and southern Chile: Effects of meteorological conditions on fine and coarse particulate matter. *Atmospheric Environment*, *161*, 221–234. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.007>